



HAL
open science

Géophysique appliquée à la réhabilitation de sites contaminés.

Théo de Clercq

► **To cite this version:**

Théo de Clercq. Géophysique appliquée à la réhabilitation de sites contaminés.. Sciences de la Terre. Normandie Université, 2021. Français. NNT : 2021NORMR086 . tel-03663403

HAL Id: tel-03663403

<https://theses.hal.science/tel-03663403>

Submitted on 10 May 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Normandie Université

THÈSE

Pour obtenir le diplôme de doctorat

Spécialité SCIENCES DE L'UNIVERS

Préparée au sein de l'Université de Rouen Normandie

Géophysique appliquée à la réhabilitation de sites contaminés.

**Présentée et soutenue par
THEO DE CLERCQ**

**Thèse soutenue le 09/12/2021
devant le jury composé de**

M. NICOLAS FATIN-ROUGE	PROFESSEUR DES UNIVERSITES, UNIVERSITE POITIERS	Rapporteur du jury
M. CYRILLE FAUCHARD	DIRECTEUR DE RECHERCHE, CEREMA	Rapporteur du jury
M. STEPHAN COLOMBANO	INGENIEUR,	Membre du jury
M. NICOLAS MASSEI	PROFESSEUR DES UNIVERSITES, Université de Rouen Normandie	Membre du jury
M. LAURENT THANNBERGER	,	Membre du jury
MME ANNE PANTET	PROFESSEUR DES UNIVERSITES, UNIVERSITE LE HAVRE NORMANDIE	Président du jury
M. ABDERRAHIM JARDANI	MAITRE DE CONFERENCES HDR, Université de Rouen Normandie	Directeur de thèse

Thèse dirigée par ABDERRAHIM JARDANI (Morphodynamique continentale et côtière),

Remerciements

Ces remerciements sont l'occasion de remercier et de saluer tous ceux qui ont œuvré, de près ou de loin, à la réussite de ce travail.

En premier lieu, je remercie mon encadrement de thèse qui m'a accompagné tout au long de ce projet de recherche. Je remercie le professeur Abderrahim JARDANI pour son encadrement scientifique et pour sa transmission du virus de la modélisation. Je salue la mémoire du professeur Jean Paul DUPONT par ces quelques lignes, lui qui m'a permis d'échanger sur tant de sujets dont il maîtrisait parfaitement les tenants et aboutissements. Enfin je remercie Laurent THANNBERGER pour son encadrement technique, son soutien de tous les instants et sa confiance.

Je remercie tous les membres du jury qui ont accepté d'évaluer mes travaux de recherches.

Je remercie toute l'équipe du laboratoire M2C et tout particulièrement Michel SIMON et Romain LEVAILLANT pour l'aide à la conception des différents outils développés dans le cadre de cette thèse et pour la réalisation des mesures de terrains. Merci également à tous les ex-doctorants avec qui j'ai pu partager énormément de choses autant sur le plan intellectuel que des petits plaisirs de la vie. Merci donc à Adeline, Thomas, Manu, Arnaud, David et Aziz.

J'accorde un remerciement tout particulier à celui que je considère comme mon grand frère et qui est la plus belle rencontre réalisée au cours de cette aventure si singulière. Je remercie donc Pierre FISCHER pour son aide fructueuse, son soutien sans faille, sa bonne humeur en toute circonstance et pour les divers moments partagés.

Je remercie également toute l'équipe de l'agence de Petit-Couronne de VALGO pour les nombreux échanges et qui a participé au bon déroulement de ce projet. Je remercie donc Marius et Jasmin pour leur soutien opérationnel, mais également Cyril et Thierry pour leurs aides, leurs précieuses connaissances du fonctionnement de l'ex-raffinerie sur laquelle le projet s'est déroulé, mais également pour tous les cafés et repas partagés.

Je remercie également l'équipes de GINGER Burgeap avec qui j'ai pu beaucoup échanger sur les problématiques propres à ma thèse et qui m'ont permis d'avancer dans ma réflexion.

J'ai une grosse pensée pour tous mes amis, partenaires d'entraînements et coachs du club de Rouen Triathlon qui m'ont permis de décompresser après les dures journées intellectuelles. Ces moments sont sans aucun doute ceux qui m'ont permis de tenir la distance et d'arriver à terme de ce projet de recherche unique.

Pour finir, je ne remercierai jamais assez ma famille qui, malgré la distance, m'a permis d'échanger, de partager et de construire pas à pas ce projet professionnel. Mes parents, qui m'ont toujours soutenu et inculqué les valeurs de la vie qui me sont désormais si chères, ce qui m'a permis de mener à bien ce que j'ai entrepris.

Enfin, je tiens à remercier ma compagne qui a partagé l'intégralité des hauts et des bas de cette thèse. Ton soutien et ta bonne humeur sans failles furent très importante pour moi.

Résumé

La caractérisation d'un système hydrodynamique en mouvement tel qu'une pollution en LNAPL est traditionnellement réalisée par prélèvements d'échantillons de sol et d'eau. Cet échantillonnage nécessite la réalisation de forages avant un délai d'analyse pouvant être relativement long. La géophysique, en tant que méthode non invasive dont les signaux répondent aux variations des propriétés physiques du sous-sol, est une solution permettant de combler le manque d'informations entre deux points de mesures. Cette approche permet d'intégrer une dimension temporelle avec la multiplication des campagnes d'acquisitions de données.

Le projet GARLIC, présenté dans ce manuscrit, s'intéresse à la Géophysique Appliquée à la Réhabilitation des sites Contaminés. Ce sujet s'inscrit comme suite logique d'une précédente thèse, réalisée sur le même site d'étude et dont l'objectif était de développer une méthodologie géophysique et géochimique appliquée à la caractérisation d'un site contaminé par des hydrocarbures.

Dans le but de caractériser au mieux une pollution en hydrocarbures très hétérogène, le projet s'est limité à l'étude d'une surface d'un hectare. La détermination des propriétés géologiques de la zone a permis de caractériser les variations d'épaisseurs de LNAPL dans les puits. Cette dernière varie au gré des marées, mais surtout à l'échelle du cycle lunaire (28 jours) avec une quantité d'hydrocarbures plus importante observée lors des bas coefficients de marnage.

L'intégration de la variabilité temporelle de la nappe, sous l'influence du marnage, est permise par la réalisation de pompages croisés. Cette méthodologie a permis la caractérisation hydrodynamique de l'aquifère et la définition des coefficients de perméabilité et d'emmagasinement

Les mesures géophysiques, au moyen des méthodes traditionnelles de surface, ne permettent pas de caractériser avec précision les variations de LNAPL dans le sol au cours du temps ; le projet s'est orienté vers des mesures géophysiques intrusives, avec notamment la réalisation de mesures de résistivités électriques en trois dimensions, avec des électrodes situées en profondeur. La caractérisation du signal de résistivité électrique de la présence d'hydrocarbures en phase mobile a été appréhendée de façon tridimensionnelle dans un cubitainer expérimental. Les mesures réalisées sur une zone de 225 m² ont validé ces observations avec la présence d'une couche de résistivité électrique supérieure à 73 Ω .m corrélant la présence de LNAPL dans les puits.

Table des matières

Remerciements	- 3 -
Résumé.....	- 5 -
Table des matières	- 7 -
Liste des figures.....	- 11 -
Liste des tableaux.....	- 16 -
Notation	- 17 -
Introduction.....	19
Chapitre I : Contexte de l'étude, caractérisation géologique, hydrogéologique et chimique du site d'étude	23
I.1 Contexte général :	23
I.1.1 Historique de la raffinerie	23
I.1.2 Contexte réglementaire et social du projet de réindustrialisation mené par VALGO	25
I.2 Matériel et méthodes	26
I.2.1 Utilisation de la sonde interfaciale.....	26
I.2.2 Suivi niveau marnage et épaisseur LNAPL.....	27
I.2.3 Optical Image Profiles (OIP)	30
I.3 Choix de la zone d'étude par compilation	32
I.3.1 Caractéristiques géologiques de la zone	33
I.3.2 Caractéristiques de contamination de la zone.....	35
I.4 Puits, sondages et OIP	40
I.4.1 Les ouvrages piézométriques	40
I.4.2 Les sondages.....	42
I.4.3 La sonde OIP	42
I.5 Marnage et cycle lunaire	44
I.5.1 La Seine.....	44
I.5.2 La piézométrie de la zone d'étude	45
I.6 Pollution en lien avec la colonne de sol	48
I.6.1. Comportement des LNAPL dans le sol	49
I.6.2. Caractérisation des LNAPL dans les puits.....	54
I.7 Discussions	57
I.7.1 Impact des techniques de sondages	57
I.7.2 Diamètres des ouvrages piézométriques.....	57
I.7.3 Pollution dissoute dans la nappe	58

I.7.4	Corrélation entre hauteur de nappe et épaisseur de LNAPL	59
	Eléments clés du chapitre I :	60
Chapitre II :	caractérisation hydrodynamique.....	61
	II.1 Etat de l'art de la caractérisation hydrodynamique	61
II.1.1	Généralité	61
II.1.2	La tomographie pour la caractérisation des aquifères pollués	62
II.1.3	Régimes de pompages croisés	63
	II.2 Matériel et Méthodes	65
II.2.1	Le pompage de caractérisation à débit constant	65
II.2.2	Pompage par paliers.....	66
II.2.3	Tomographie hydraulique de pompage croisé	67
II.2.4	Traitement des données en RQS.....	68
II.2.5	Traitement des données en pompage harmonique.....	69
	II.3 Caractérisation hydrodynamique par pompages croisés	71
II.3.1	Définitions	71
II.3.2	Caractérisation par pompage en régime quasi statique	72
II.3.3	Caractérisation par pompage harmonique	77
	II.4 Discussion	82
II.4.1	Matériels et signaux	82
II.4.2	Méthode d'inversion	83
II.4.3	Caractérisation de la zone d'étude.....	84
II.4.4	Validation et comparaison des résultats.....	86
	Eléments clés du chapitre II	90
Chapitre III :	Suivi du pilote de dépollution de LNAPL mobile par tomographie de résistivité électrique	92
	III.1 Etat de l'art de la détection de LNAPL par géophysique	93
III.1.1	Les résultats obtenus par méthodes électriques de surface	93
III.1.2	Les résultats d'investigation obtenus par tomographie de résistivité électrique intrusive	98
	III.2 Matériel et méthodes	102
III.2.1	Généralité sur la tomographie de résistivité électrique (ERT)	102
III.2.2	Tomographie de résistivité verticale (électrodes immergées et verticales)	105
III.2.3	Technique d'inversions par le logiciel ERTLab64.....	106
III.2.4	Le cubitainer : pollution et équipement géophysique	109
III.2.5	Dispositif de mesure in situ	112
	III.3 Calibration de la réponse de tomographie de résistivité électrique au LNAPL	113
III.3.1	Essai pilote en cubitainer	113

III.3.2 Etude de sensibilité du positionnement des TEV in-situ.....	116
III.3.3 Modélisations numérique de la réponse de résistivité électrique à différentes tailles de lentilles d'hydrocarbures.....	120
III.4 Application in-situ de la tomographie de résistivité électrique à la détection de LNAPL.....	122
III.4.1 Caractérisation des lentilles de LNAPL au cours d'un pompage écrémage	122
III.4.2 Discussion des résultats obtenus par tomographie de résistivité électrique verticale	130
Eléments clés du chapitre III.....	136
Conclusion générale	137
Bibliographie	142
Webographie et rapport réalisés par des bureaux d'études sur l'ancienne raffinerie.....	163
Annexe 1 : Liste des ouvrages piézométriques et opérations réalisées	165
Annexe 2 : Article De Clercq et al., 2020	166
Annexe 3 : Article : Imaging the hydraulic properties of a contaminated alluvial aquifer perturbed with periodic signals. Journal of Hydrogeology.....	175

Liste des figures

Figure 1 : Photo de la sonde interface Solinst utilisée dans le cadre du projet de recherche	27
Figure 2 : Photo des sondes 3001 Levelogger et Barologger utilisées dans le projet GEOCARE	28
Figure 3 : Position des sondes Levelogger dans un puits pour l'enregistrement continu de l'épaisseur de LNAPL et des marnages.....	29
Figure 4 : Schéma de l'enfoncement d'un flotteur dans un liquide et équation associée à l'enfoncement du flotteur dans du LNAPL par rapport à l'enfoncement dans de l'eau. ..	30
Figure 5 : Schéma de la sonde OIP (extrait de Geoprobe.be).....	31
Figure 6 : Photographie de la fenêtre optique de la sonde OIP (A) et réponse aux ondes UV de différents types d'hydrocarbures (B).....	31
Figure 7 : Carte de la répartition des sondages historique et ceux (7 ouvrages piézométriques) réalisés dans le cadre du projet de recherche (GEOCARE).....	32
Figure 8 : Coupe 2D réalisée à partir des lithologies observées lors de la réalisation des puits de la zone d'étude identifiés sur la figure 13.....	34
Figure 9 : Profils verticaux de concentration en C5-C40 sur les 7 sondages réalisés sur la zone Claus avec, en bleu clair, la zone de battement de nappe observée et, le ruban bleu foncé, la profondeur de la nappe au moment de la réalisation du sondage dont les informations géologiques ont été reportées.	36
Figure 10 : Distribution verticale de la pollution mesurée dans les sols obtenue en compilant les données des analyses sur échantillons de carottes réalisés dans le cadre du projet de recherche par rapport à la géologie globale de la zone d'étude.	37
Figure 11 : Schéma des structures géologiques de la raffinerie et répartition des LNAPL et DNAPL en phases dissoute, mobile et immobile. Traduit de Abbas et al. 2018.....	38
Figure 12 : Profils chromatographiques obtenus sur les sols de la zone Claus des sondages B2 et B4 à respectivement 4,1 et 5,12 m/TN.....	39
Figure 13 : Carte des ouvrages piézométriques de la zone d'étude portant mention du diamètre et de leur date de création	40
Figure 14 : Carte synthèse de la présence de LNAPL sur la zone Claus en fonction de la fréquence d'apparition de LNAPL (couleur du symbole), des épaisseurs moyennes (taille du symbole) et de l'épaisseur maximale relevée (nombre indiqué). Les zones identifiées comme d'intérêt pour le projet de recherche sont entourées en rouge.....	41
Figure 15 : Comparaison du signal de fluorescence OIP avec les analyses d'hydrocarbures dans les échantillons de sols (FS : sable fin, MS : sable moyen, GS : sable grossier, C : craie fissurée)	43
Figure 16 : Vue aérienne du positionnement relatif de la zone d'étude par rapport à la Seine et emplacement des sondes Levelogger dans la Seine et au niveau de la zone d'étude (zone Claus délimitée en rouge) indiquée par des figurés blancs	44
Figure 17 : Corrélations entre les marées hautes et basses de la Seine et les coefficients de marées associées, au niveau de l'ancienne raffinerie de Petit-Couronne.....	45
Figure 18 : Suivi temporel des marées en Seine et au niveau de la zone d'étude par rapport aux coefficients de marnage sur un mois.....	45

Figure 19 : Graphe de variations de la profondeur du niveau piézométrique d'un des puits de la zone d'étude (P17) en fonction des coefficients de marées décomposés par phases du cycle lunaire.....	46
Figure 20 : schéma de la répartition du LNAPL mobile, potentiellement mobile et immobile lors d'un déversement de LNAPL, traduit et adapté de Tomlinson et al., 2014)	48
Figure 21 : Mouillabilité et angle de contact (Nakamura and Kikumoto, 2014)	50
Figure 22 : Aperçu des expériences de colonnes de drainage par gravité et distribution supposée de la pression (modifié de Tanahshi et al. 2006)	52
Figure 23 : Etalement du LNAPL dans la zone de battement de nappe (adapté de Colombano et al. 2008). Le cas a) présentant un site contaminé par une forte pollution en LNAPL à l'état d'équilibre. Le cas b) est un cas de marée descendante faisant suite à une contamination au LNAPL (cas a) avec un étalement du LNAPL sur la zone de battement de nappe. Le cas c) est le cas d'une remontée de nappe faisant suite à une descente de nappe (cas b) et le piégeage des gouttelettes de LNAPL potentiellement mobile dans la porosité.....	53
Figure 24 : Suivi temporel des interfaces air/LNAPL et LNAPL/eau mesurées dans un puits (P16) de la zone d'étude (mesure toutes les minutes durant 28 jours) par rapport aux coefficients de marnages. L'épaisseur de LNAPL est représentée par la distance entre les deux courbes correspondant aux interfaces. Des mesures similaires ont été réalisés dans d'autres puits de la zone étudiée.	55
Figure 25 : Suivi temporel de l'épaisseur de LNAPL dans un puits de la zone d'étude, par rapport aux coefficients de marnage.	56
Figure 26 : Comparaisons des épaisseurs de LNAPL (E-LNAPL) en fonction de leur diamètre et dans des ouvrages piézométriques voisins (1mètre de distance).	57
Figure 27 : Comportement de l'épaisseur de LNAPL dans le puits par rapport à la hauteur de l'aquifère.....	59
Figure 28 : Schéma de la réponse d'une nappe libre à un pompage à débit constant	66
Figure 29 : Graphe montrant la reconstruction de la marée sans le pompage (lignes pointillées) afin d'en extraire les rabattements (lignes grasses), créés numériquement (a.) et réellement observés (b.) (De Clercq et al. 2020).....	69
Figure 30 : Caractéristiques descriptives de déformation (fréquence/période, amplitude) et de translation (moyenne, phase) des ondes périodiques.....	70
Figure 31 : Graphe des réponses mesurées dans le puits S02 (durant un pompage en P16) et P7 (durant un pompage en P13) montrant le traitement du signal réalisé sur toutes les mesures effectuées. La tendance globale est soustraite de la pression hydraulique (tendance reproduite par une équation quadratique comme montrée par la ligne pointillée rouge des figures du haut) afin d'isoler les réponses oscillatoires. Une transformée de Fourier rapide permet d'interpréter leurs amplitudes et déphasages tel un signal non bruité (signal équivalent à la transformée de Fourier indiqué par les lignes rouges continues des figures du bas) ; (Fischer et al. 2020).....	70
Figure 32 Carte de la répartition spatiale des profils ERT avec l'espacement des électrodes de 2 m, des puits utilisés dans la caractérisation hydraulique et des forages forés pour la caractérisation de l'OIP (Optical Image Profiler).....	73

Figure 33 : Modèle de résistivité électrique ($\Omega.m$) obtenue par inversion 3D de 12 profils de résistivité électrique	73
Figure 34 : Modèle 3D de conductivité hydraulique (m/s) après inversion stochastique permettant de reproduire les rabattements liés aux deux pompages réalisés sur la zone d'étude (De Clercq et al. 2020).....	75
Figure 35 : Graphe des rabattements mesuré (d_field) versus simulé (d_model) avec la barre d'erreur représentant les rabattements maximum et minimum observés durant les 5 dernières minutes du pompage \pm la précision de la sonde M5 (De Clercq et al. 2020).....	76
Figure 36 : Cartes des amplitudes (en bleu, en mm) et déphasages (en orange, en degré) des sinusoides dans les puits d'observations des pompages. Les cartes sont présentées pour les 2 puits de pompage (indiqué par un « P » rouge) et pour les deux périodes de signal de pompage (5 et 10 min.). Les forages n'ayant pas de valeur sont ceux en absence de réponse oscillatoire après traitement (amplitude < 0,1 mm (Fischer et al. 2020).....	77
Figure 37 : Amplitudes et déphasages simulés par rapport aux mesurées pour chaque inversion séparée et l'inversion jointe (extrait de Fischer et al. 2020)	79
Figure 38 : Cartes de la distribution de la transmissivité et de l'emmagasinement obtenues avec les inversions séparées par périodes (P= 5 ou 10 min.) des signaux de pompage et l'inversion jointe des données des deux périodes réalisées.	80
Figure 39 : Cartes de la distribution de la diffusivité (T/S) obtenues par inversions séparées des périodes (P = 5 ou 10 min.) des signaux de pompage et l'inversion jointe. La carte en bas à droite de la figure présente, pour chaque forage, la valeur de la fréquence de l'occurrence de LNAPL observé (en %), superposée sur la carte de diffusivité obtenue avec l'inversion jointe.	81
Figure 40 : Carte de diffusivité obtenue par inversion jointe superposée aux fréquences d'observation de LNAPL (en %) pour chaque puits de la zone	88
Figure 41 : Carte SP montrant des valeurs négatives dans la zone contaminée et des valeurs positives dans la zone propre (a). Une bonne corrélation a été observée entre les distributions de potentiel spontané et redox avec un coefficient de corrélation de 0,804 (b) (Abbas et al. 2018)	96
Figure 42 : Profils ERT P5 (a) et P9 (b) qui s'étendent de la zone propre à la zone contaminée. Les profils montrent une variation des valeurs de résistivité électrique de haut en bas à x = 80m dans P8, à x=76 m dans P5 et à x = 52 m dans P9 et illustrent la réponse électrique de zones contaminées dans la partie droite des profils. Abbas et al. (2018).....	98
Figure 43 : Schéma de répartition des électrodes pour le dispositif Schlumberger, les équipotentiels liés à l'injection (trait noir) et la sensibilité du quadripôle aux hétérogénéités.....	103
Figure 44 : Schéma de répartition des électrodes pour le dispositif dipôle-dipôle, les équipotentiels liés à l'injection (trait noir) et la sensibilité du quadripôle aux hétérogénéités.....	104
Figure 45 : Comparaison des sensibilités obtenues dépendamment du positionnement des électrodes (ERT-vertical vs ERT-surface).....	106
Figure 46 : Schéma X-Z des éléments composant le cubitainer, le positionnement des électrodes de résistivité électriques verticales et la zone saturée en eau.	110

Figure 47 : Plan du cubitainer et positionnement des tubes (piézomètres et électrodes de résistivité verticales) et du point d'injection d'hydrocarbures. La délimitation rouge représente la zone de mesures des résistivités électriques.	111
Figure 48 : Différents types d'électrodes utilisées pour les mesures de résistivité électrique 3D. A : TEV en place et détail de construction (vignette) ; B : électrodes immergées ; C : électrode de surface classique.	112
Figure 49 : Evolution temporelle des niveaux piézométriques (LNAPL = interface LNAPL/air, H2O = interface LNAPL/eau) du cubitainer en fonction des mesures de résistivité électrique du cubitainer (E_i).....	114
Figure 50 Variations de résistivités ($E_f - E_i/E_i$ en %) au cours de l'étalement d'une lentille de LNAPL par injection progressive de LNAPL à hauteur de la partie saturée dans le cubitainer.....	115
Figure 51 : Carotte réalisée au centre du cubitainer montrant la répartition verticale du LNAPL dans le cubitainer.....	116
Figure 52 : schéma du dispositif de mesures de résistivité électrique in-situ. Chaque cercle noir représente une électrode. Les électrodes positionnées dans un cercle bleu sont immergées dans un puits, les électrodes situées dans un carré gris sont implantées directement dans le sol et les autres sont situées en surface. Le carré rouge représente la zone d'inversion des données de dimension 225 m ²	117
Figure 53 : Analyses de sensibilité numérique du dispositif de mesure en fonction de la position des TEV autour du puits central P16 selon les axes entre le puits central et les autres puits de la zone d'étude. Chaque point rouge représente une électrode de mesure de résistivité électrique	119
Figure 54 : Analyse de sensibilité du dispositif de mesures avec la position réelle des TEV. Chaque rond rouge représente une électrode de résistivité électrique.	119
Figure 55 : Cartographie de l'implantation des TEV par rapport aux puits de la zone Claus et zoom, en vignette, sur la partie centrale de la zone pilote, affichant les distances entre les TEV et le puits de pompage (P16)	120
Figure 56 : Modèles inversés des résistivités électriques numériques ($\Omega.m$) de lentilles d'hydrocarbures de forme carrée et de taille de 10m et 0,5 m dont l'épaisseur a été fixée à 0,25 m. Les ronds rouges représentent le positionnement des électrodes.....	121
Figure 57 : Modèles inversés des résistivités électriques numériques ($\Omega.m$) de lentilles d'hydrocarbures de forme carrée et de taille allant de 10m à 0,5 m dont l'épaisseur a été fixée à 0,25 m.....	121
Figure 58 : Coupe B4-P16 de la résistivité inversée après calculs (A) comparée aux profondeurs des interfaces air/LNAPL (A/O) et LNAPL/H2O (O/W) dans les puits B4 et P16(B).	122
Figure 59 : Comparaison des mesures réalisées à l'état initial (16 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7m$) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 $\Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	123

Figure 60 : Représentation 3D de la résistivité inversée à l'état initial de la zone pilote avant le démarrage du pompage avec une extraction des valeurs de résistivité supérieures à 73 Ω .m.....	124
Figure 61 : Quantité de LNAPL récupéré par écrémage gravitaire (suiveur de nappe) couplé à un pompage dans le puits P16.....	125
Figure 62 : Comparaison des mesures réalisées après 5 jours de pompage/écrémage (22 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	126
Figure 63 : Comparaison des mesures réalisées après 8 jours de pompage/écrémage (25 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	126
Figure 64 : Comparaison des mesures réalisées après 12 jours de pompage/écrémage (29 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	127
Figure 65 : Comparaison des mesures réalisées après 21, 28 et 35 jours de pompage/écrémage (respectivement 7 août, 14 août et 21 août). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	128
Figure 66 : Comparaison des mesures réalisées 1 jour après l'arrêt du pompage/écrémage (23 août). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	129
Figure 67 : Comparaison des mesures réalisées 8 jours après l'arrêt du pompage/écrémage (30 Aout). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).	130

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des ouvrages piézométriques et échantillons de sol disponibles sur la zone Claus.....	35
Tableau 2 : Récapitulatifs des mesures des propriétés de l'aquifère, moyennées par puits, de la zone d'étude (P1, P3, P6, P14, P15, P17, P21, P23, S1A sur la Figure 13)	39
Tableau 3 : Comparaison des valeurs de composés dissous dans l'eau entre le guide du BRGM et les mesures sur un échantillon du projet de recherche.....	58
Tableau 4 : Bornes supérieures et inférieures des électro-faciès	74
Tableau 5 : Valeurs des conductivités hydrauliques des 8 électro-faciès.....	76
Tableau 6 : Comparaison des valeurs classiques (obtenues par pompage par palier) par rapport à l'intégration du modèle 3D de la conductivité sur la hauteur de l'aquifère en transmissivité (T en m/s).....	87
Tableau 7 : Nombre de quadripôles et durée d'acquisition selon les branchements réalisés sur le Syscal Switch Pro.....	117
Tableau 8 : Calendrier des mesures de résistivités réalisées en fonction des épaisseurs de LNAPL présent dans les puits P16 et B4 replacé par rapport aux coefficients du cycle lunaire	125
Tableau 9 : Listage des ouvrages piézométriques de la zone d'étude mettant en évidence (case pleine) les opérations réalisées dans chaque ouvrage piézométrique.	165

Notation

API : American Petroleum Institute

BRGM : Bureau des Ressources
Géologiques et Minières

BRP : Barrière Réactive Perméable

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène et
Xylène

C5-C10-C40 : chaînes carbonées
d'hydrocarbures dont le numéro
correspondant à l'indice d'hydrocarbures.

cm : centimètre

DNAPL : Dense Non Aqueous Phase
Liquid

EC : conductivité électrique

ERT : Electrical Resistivity Tomography

FFT : *Fast Fourier Transform*

g : gramme

GPL : Gaz de Pétrole Liquéfié

GPR : *Ground Penetrating Radar*

HAP : Hydrocarbures Aromatiques
Polycycliques

HCT : Hydrocarbure totaux

Hz : Hertz

kg : kilogramme

LDRM : *LNAPL Distribution and Recovery
Model*

LNAPL : Light Non Aqueous Phase Liquid

L/h : litre par heure

m : mètre

MACAOH : Modélisation, Atténuation,
Caractérisation dans les Aquifères des
Organo-Halogénés

mm : millimètre

mS : millisiemens

nm : nanomètre

OIP : *Optical Image Profiler*

OUAIP : Outils d'Aide à l'Interprétation
des Pompages d'essais

Pz : piézomètre

RQS : Régime Quasi Statique

Sor : Saturation Organique Résiduelle

TDEM : *Time Domain Electromagnetic Method*

TEV : Tiges d'Electrodes Verticales

TPH : Hydrocarbure Pétrolier Total

TN : terrain naturel

UV : ultra-violet

V : volt

VLF : *Very Low Frequency*

Introduction

Ce manuscrit présente les résultats d'un projet de recherche qui s'est déroulé dans le cadre de la mutation de l'ancienne raffinerie « Petroplus », sur la commune de Petit-Couronne, dont VALGO est le propriétaire depuis le 19 juin 2014. Lors du rachat du site, VALGO a fourni les éléments montrant la volonté d'intégrer la dépollution à la reconversion de ce mégasite industriel. Pour ce faire, la dépollution est menée en optimisant les différentes voies permises par la politique nationale de gestion des sites et sols pollués, qui est une politique de gestion des risques suivant l'usage des milieux. « Elle engage à définir les modalités de suppression des pollutions au cas par cas, compte tenu des techniques disponibles et de leurs coûts économiques. Le maintien de pollution résiduelle sur un site est lié à sa compatibilité avec l'usage retenu (industriel, résidentiel ...) et, si nécessaire, assorti de conditions de maîtrise de leur impact sanitaire ou environnemental ».

Lors de sa réhabilitation, un site ayant accueilli par le passé des activités industrielles est considéré comme à l'état de friche polluée. Les projets d'aménagement de friches représentent près de 70% du marché de la dépollution (études et travaux) et concernent principalement des sites en zone urbaine. Ces réhabilitations reposent sur des études de caractérisation des milieux, dans lesquelles la nature des contaminants et leurs extensions spatiales dans le sol et le sous-sol sont identifiées à partir des mesures réalisées sur des forages (analyses géochimiques des matériaux et des eaux). Les résultats de ces diagnostics déterminent si l'état du site présente un risque acceptable ou non pour l'usage futur prévu. Dans la négative, les modalités de gestion et de dépollution (type de traitement, dimensionnement) les plus adaptées sont définies, éventuellement en s'appuyant sur des investigations complémentaires telles que l'étude du bruit de fond géochimique (Vareda et al., 2019 ; Ayeni, 2014), la réalisation de modélisations de fonctionnement hydrogéologique du site investigué (Qian et al., 2020 ; Lari et al., 2019) ou l'utilisation d'outils géophysiques (Abbas et al. 2017b).

Pour établir une connaissance suffisante de la qualité des milieux et de l'évolution de la pollution lors de suivis de réhabilitation, il est nécessaire de procéder à un grand nombre de forages ou d'excavations, ainsi qu'à l'augmentation du nombre de prélèvements permettant d'affiner cette connaissance. Cette multiplication des investigations est coûteuse et n'offre qu'une information partielle et à un instant fixe de l'état d'un système hydrogéochimique en mouvement dans le temps et dans l'espace. Les principales limites, auxquelles les sociétés travaillant dans le milieu de la dépollution sont confrontées, sont de plusieurs ordres :

- Quelle que soit la finesse de la résolution du maillage de prélèvement, l'information entre 2 points doit toujours être interpolée, apportant une incertitude sur les volumes réels

en présence (Ward et al., 2020 ; Long et al. 2020). Afin de tenir compte de cette incertitude, les sociétés de dépollution appliquent une marge de sureté qui influe directement sur les dépenses réelles des travaux à mettre en œuvre. Le retour d'expérience de ces dernières années met clairement en évidence qu'une description erronée ou approximative de l'état de la contamination conduit à une gestion non maîtrisée et inefficace des sites, et aboutit *in fine* à des projets se révélant des gouffres financiers.

- L'augmentation de la finesse du maillage se traduit par une augmentation significative des coûts, notamment lorsque les investigations doivent se faire dans des couches profondes du sol. En dehors des considérations financières, malgré les protocoles de chantiers mettant en œuvre de multiples précautions, chaque opération de forage présente des risques d'affaiblissement d'ouvrages piézométriques, de perforation de canalisation, de mise en communication de réservoirs souterrains, etc. ; chacun pouvant avoir des impacts lourds sur l'activité humaine de surface, comme sur l'environnement. Par ailleurs, il est extrêmement complexe, dans certaines zones, d'avoir un maillage de prélèvements suffisant, pour des raisons anthropiques : zones bâties, en activité, présence de réseaux, etc. Les complexités géologiques telles que les zones karstiques, les dégradations granitiques, dépôts alluvionnaires à paléochenaux, à lentilles argileuses, etc... influe également sur la qualité des résultats : (MacDonald et al. 2016 ; Fayyadh and Hussien 2016). La géométrie et l'hétérogénéité des différentes couches géologiques influent sur les interpolations calculées. L'évaluation des volumes de terres polluées correspondants est alors erroné. Ces 10 dernières années, les méthodes de dépollution *in situ* se sont améliorées, notamment dans les zones d'intervention où la réduction des forages est un atout. Cependant, faute de méthode *ad hoc*, il est parfois nécessaire de placer un réseau de forages de surveillance aussi important, voire plus, que celui permettant l'action de dépollution. Ce paradoxe renchérit les coûts de méthodes réputées peu onéreuses. Réglementairement, la levée de doute est réalisée grâce à l'analyse en laboratoire de prélèvements, ce qui force la réalisation de nombreux sondages et puits de suivi, dans les cas où des informations précises de l'intensité et de la répartition de la pollution sont nécessaires.

- L'incertitude sur le degré de dépollution et les coûts de l'opération devient un obstacle pour la reconversion de ces friches, tant pour les acteurs privés que publics, et certains projets sont reportés, laissant les sites dans un état insatisfaisant sur les plans économique, environnemental, sanitaire et social ...

- Pour pallier ces difficultés, liées à la complexité et aux coûts d'accès à l'information sur l'état du sous-sol selon une maille fine, les méthodes géophysiques de subsurface, non destructives et de faible coût, présentent une alternative intéressante. L'objectif de cette alternative est d'apporter des informations complémentaires aux données géochimiques

et géologiques fournies par les forages, pour une meilleure caractérisation des sites contaminés. La réalisation de mesures géophysiques répétées dans le temps (*monitoring*) permet de fournir des informations sur les changements des propriétés physico-chimiques du sous-sol associées à la (bio)dégradation, le déplacement physique... Des méthodes telles que le géoradar, la tomographie de résistivité électrique, ou la polarisation provoquée en sont aux prémices de nouvelles applications en lien avec la dépollution. Parmi ces applications, on retrouve notamment, la réalisation de cartographies en 2D ou 3D des extensions des zones contaminées, ou la surveillance de leurs évolutions dans le temps à moindre coût.

- La caractérisation géophysique est basée sur un ensemble de techniques non invasives permettant de mettre en évidence les variations dans l'espace des propriétés physiques du milieu étudié tel que la conductivité électrique (Mc Bride et al. 1990 ; Keller and Frischknecht, 1996 ; Johnson et al. 2001, Grisso et al. 2009 ; Benoit et al. 2019), la permittivité diélectrique (Alharthi and Jange, 1987 ; Davis and Annan 1989 ; Annan et al. 1991 ; Martinez et al. 1998), la susceptibilité magnétique (Bleil and Petersen, 1982 ; Nawrocki et al. 1996), ou encore la densité (Castaing and Debeglia, 1991). Cette caractérisation spatiale permet d'identifier la nature du sous-sol ainsi que les caractéristiques physico-chimiques des fluides interstitiels.

L'application des outils géophysiques sur les zones contaminées a déjà permis de déterminer la répartition de biosurfactant par micro sismique à basse fréquence (Zang et Spetzler, 2016), l'extension de la contamination de l'aquifère d'un centre de stockage de déchets non dangereux (Entressen), en couplant le potentiel spontané et la résistivité électrique (Naudet et al. 2004), mais également la cartographie de décharges à l'aide de mesures électromagnétiques et géoélectriques (Appiah et al., 2018 ; Sapia et al. 2017 ; Meju, 2000). La cartographie de la répartition des métaux lourds a été réalisée en analysant leurs propriétés électriques et magnétiques à l'aide de la tomographie de résistivité électrique, du géoradar ou encore de l'induction électromagnétiques (Wang et al. 2015 ; Petrovský et al. 2001 ; Johnson et al. 2015). Masi et Losito (2015) ont réalisé le suivi du processus de dépollution électrocinétique de métaux à l'aide de la polarisation spectrale induite. Les méthodes géophysiques ont également permis la localisation de tuyaux métalliques (Shao et al. 2018) ou encore de munitions explosives (Grzegorzcyk et al. 2012 ; Billings and Wright, 2012 ; Pasion et al. 2007).

Depuis le début du 21^e siècle, les efforts de détections de la présence d'hydrocarbures (LNAPL et DNAPL) dans le sous-sol par les méthodes géophysiques connaissent un succès croissant. Che-Alota et al. (2009), Atewana et al. (2000), Glaser et al. (2012) et de Castro et al. (2003) ont utilisé le géoradar pour détecter la présence d'hydrocarbures dans le sous-sol. Sauck (2000), de la Vega et al (2003), Sogade et al. (2006), Blondel et al. (2014), Noel (2014),

Johansson et al. (2015) et Tildy et al. (2017) ont utilisé la tomographie de résistivité électrique ou la polarisation provoquée pour déterminer l'extension des panaches de contamination en LNAPL. La détection de pollution au DNAPL a également fait l'objet de diverses avancées en matière de recherche, notamment avec la tomographie de résistivité électrique (Travani et al. 2020 ; Stewart and North, 2006 ; Power et al. 2015) et au géoradar (Wilson et al. 2009) ;

La nécessité de maîtriser l'ensemble des variables pouvant entrer en compte dans la compréhension de la dispersion d'une pollution oblige les ingénieurs en dépollution à maximiser leurs connaissances du sous-sol. Les outils de géophysique et hydrauliques (tests de pompage) permettent de mieux appréhender les hétérogénéités spatiales du sous-sol et notamment les variations de propriétés hydrauliques de l'aquifère. L'établissement de ces propriétés permet de raffiner les modèles d'écoulement des eaux souterraines afin de mieux comprendre la dispersion de la pollution et ainsi adapter les solutions de traitement de cette pollution au cas présent. De plus, les méthodes géophysiques permettent de réaliser un suivi temporel de l'avancée de la dépollution, dans les cas où le polluant lui-même, ou le produit de la dépollution, a un impact sur les propriétés physiques mesurées de type électrique ou magnétique du sous-sol (Kremer et al. 2018). Les méthodes géophysiques permettent ainsi le suivi d'injection de réactifs à pouvoir électrique ou magnétique, tel que le fer zérovalent, dans le sous-sol (Truex et al., 2011 ; Orozco et al. 2015 ; Bording et al. 2020)

Si la recherche a récemment fait de grandes avancées sur la caractérisation de la répartition des hydrocarbures dans le sous-sol, l'originalité du projet de recherche présenté par ce manuscrit est la caractérisation tridimensionnelle de la répartition de LNAPL dans un contexte de marnage. Dans ce manuscrit, il est donc proposé d'expérimenter et de développer l'utilisation d'approches géophysiques (en particulier : tomographie de résistivité électrique) et hydrauliques (pompages croisés), pour atteindre les objectifs de caractérisation de la pollution, mais également de son évolution au cours des processus de dépollution.

Chapitre I : Contexte de l'étude, caractérisation géologique, hydrogéologique et chimique du site d'étude

I.1 Contexte général :

I.1.1 Historique de la raffinerie

La raffinerie de Petit-Couronne (76650, Normandie, France) était une raffinerie de pétrole ouverte en 1929 par « *Pétroles Jupiter* » avant d'être exploitée par Shell puis cédée à Petroplus pour une fermeture du site en avril 2013. Elle s'étendait sur une surface de 225 hectares, avec un maximum de 1 342 employés (1938) et fut capable de produire 161 000 barils de pétroles par jour à son apogée. Voici un résumé des grandes dates de l'histoire de la raffinerie :

- En 1927, débute la construction de la raffinerie à la place du Château des Clos, qui se situe à Petit-Couronne en haut d'un sentier.

- En 1928, les grandes lignes de la construction, tels que les terrassements des bacs de stockage et le montage des distilleries sont entamés. Le montage de la raffinerie débute.

- Entre 1928 et 1929, la raffinerie est à la recherche d'ouvriers. Près de 200 ouvriers arrivent de Bretagne pour y travailler.

- En 1929, c'est la fin de la construction de la première usine. Elle s'étend sur 40 hectares. En février 1929, est effectué le premier déchargement de brut évalué à 6 941 tonnes. La raffinerie peut alors commencer à produire. Le lendemain marque le début du fonctionnement de la raffinerie avec environ 200 000 tonnes par an de production d'asphaltes et d'huiles de graissage à partir des bruts lourds du Venezuela.

- En 1933, une seconde usine est construite. Sa construction débute le 1^{er} août 1931 et porte la capacité de production totale de la Société des Pétroles Jupiter au niveau de 40 000 tonnes de brut par mois. Elle est construite pour la production d'essence, pétrole, gasoil et fuel. L'inauguration a lieu en janvier 1933. Cette raffinerie est la plus moderne d'Europe. Elle traite annuellement plus de 600 000 tonnes de pétrole brut en provenance des Indes Néerlandaises et du Venezuela.

- En 1938, la raffinerie emploie de 1 100 ouvriers, 118 employés et ingénieurs et 124 contremaîtres pour un total de 1 342 hommes.

- Entre 1940 et 1944, les forces d'occupation allemandes de la Seconde Guerre mondiale cherchent à enlever, à Petit-Couronne, le matériel qui leur est nécessaire pour leurs équipements en Roumanie et en Russie. Au total 250 wagons, représentant 52 000

tonnes de matériels de toutes sortes, sont ainsi chargés. Les bacs de stockages, véritable trésor de guerre pour les forces d'occupations sont volontairement incendiés, pour ne pas servir à l'ennemi. Lors de cette opération, des déversements d'hydrocarbures ont pu se produire et ainsi contaminer le sol à proximité des bacs de stockages. La raffinerie fut libérée le 30 août 1944. Le 8 septembre 1944, les premières commandes sont passées et les travaux de reconstruction commencent immédiatement, mais l'usine restera réquisitionnée par l'armée anglaise, relayée bientôt par l'armée américaine.

- En 1948, la société anonyme des Pétroles JUPITER fusionne son activité avec celle de la Compagnie des Produits Chimiques et Raffinerie de Berre pour donner naissance à la Compagnie de Raffinage Shell Berre.

- En 1950, les extensions et les modifications permettent de porter la capacité de traitement de la raffinerie à 2 000 000 tonnes de pétrole brut par an, soit une production triplée par rapport à celle d'avant-guerre.

- Entre 1959 et 1969, l'ensemble du raffinage français triple le volume de pétrole brut traité. Cette formidable expansion nécessite le développement de la raffinerie de Petit-Couronne.

- En 1959, les deux nouvelles unités de traitement des huiles et de raffinages voient apparaître les premiers régulateurs électroniques à lampes.

- En 1966, la toute nouvelle unité de distillation DB2 est contrôlée pour la première fois par des régulateurs électroniques transistorisés. A partir de cette période, l'électronique prendra une part de plus en plus importante dans la régulation et la surveillance des unités.

- En 1969, avec une capacité de distillation de 10 millions de tonnes de pétrole brut par an, la raffinerie de Petit-Couronne devient la deuxième raffinerie de France.

- En 1974, la raffinerie double sa capacité de production en ouvrant une nouvelle unité.

- Les années 1980 sont marquées par une stagnation du marché pétrolier et une modernisation des équipements, entraînant, à travers différents plans de restructuration, une diminution importante des effectifs.

- Entre 1980 et 1985, les unités en surcapacités sont démontées, dont les unités de distillation, d'hydrotraitement et d'hydrodésulfuration. Cette étape de démantèlement a pu entraîner des déversements de fluides polluants dans le sous-sol de la raffinerie.

- Entre 1986 à 1996, les salles de contrôle sont modernisées. En 1991, une adaptation du cracking catalytique est réalisée et en 1993, une unité d'amélioration de la sulfurisation des bruts est construite. En 1994, l'unité de distillation brut/lourd vénézuélien est démontée.

- En 1996, la Couronnaise de Raffinage affiche fièrement ses couleurs et présente ses unités rénovées et respectueuses de l'environnement. Sa technologie et la compétence de son personnel lui permettront, malgré un contexte économique difficile, d'être présente pendant de longues années dans le bassin d'emploi Haut-Normand.

- En 2008, la raffinerie est rachetée par le groupe suisse Pétroplus qui déposera le bilan en 2012 et la société sera placée en redressement judiciaire puis en liquidation judiciaire (blog petroplus.eklablog, 2012).

Au cours de ces 84 années de fonctionnement, de nombreux déversements ont pu se produire, de manière intentionnelle (fonctionnement révolu) ou involontaire, entraînant une contamination du sol et de la nappe sous-jacente. Les remaniements successifs ont été réalisés souvent en construisant sur l'ancien, produisant un « mille-feuille » très variable en fonction des zones et de l'histoire des différents ouvrages piézométriques qu'elles ont accueillis. C'est dans ce contexte historique que VALGO, entreprise de désamiantage et de dépollution des sols, a été choisie, un an après la fermeture du site, pour prendre en charge la réindustrialisation du nouveau pôle industriel de Petit-Couronne. Ce projet tenant compte, dans son plan de réindustrialisation, de la pollution présente sur le site. Depuis sa création, VALGO a articulé son développement dans le but de maîtriser l'ensemble de la chaîne des valeurs inhérentes à la réhabilitation de sites et sols pollués. VALGO met en œuvre son modèle 3D de Déconstruction, Dépollution et Développement afin de parvenir aux objectifs affichés.

I.1.2 Contexte réglementaire et social du projet de réindustrialisation mené par VALGO

Au cours des deux derniers siècles, le développement économique a été accompagné par une industrialisation intense donnant lieu à un important nombre de sites contaminés à travers le monde. Actuellement, ces sites constituent un risque pour la santé des populations et l'écosystème. Face à ce problème de santé publique, la décontamination des milieux est devenue une nécessité. Avec les reconversions économiques de ces quarante dernières années, les anciens sites industriels se transforment en friches en laissant des installations industrielles, des sols contaminés et des aquifères plus ou moins pollués. Le terme « friche » est couramment utilisé pour désigner les terrains des anciens sites industriels : depuis des « mégasites » industriels désaffectés, jusqu'aux stations-service abandonnées. Tous nécessitent d'être étudiés, afin d'y caractériser l'impact des activités antérieures, puis, le cas échéant, d'enclencher la séquence des opérations de leur dépollution/réhabilitation. En fonction des configurations des sites, différents moyens de reconnaissance de l'état de pollution sont mis en œuvre et les utilisateurs recherchent constamment les procédés les plus pertinents pour améliorer la discrimination de ces différentes friches industrielles.

Ces friches, souvent situées à proximité de zones urbaines, bénéficient d'infrastructures développées et leur réhabilitation constitue un important gisement de surfaces, pour répondre à la pression foncière actuelle (manque de logements, recherche de terrain pour des équipements publics, activité économique...). Leur reconversion limite l'étalement urbain et les dépenses liées aux aménagements des territoires non desservis, tout en préservant les terrains agricoles et les espaces naturels. La valorisation de ces friches industrielles donne l'opportunité de proposer un réaménagement urbain harmonieux et durable, permettant d'améliorer la qualité de vie des résidents. De plus, la rentabilité financière issue de la valorisation de ces sites contaminés permet de stimuler et de redynamiser les activités économiques dans les zones le plus souvent défavorisées. De même, la reconquête de ces territoires génère une source supplémentaire de fiscalité pour les municipalités.

Selon le ministère de l'Écologie, un site pollué « est un site présentant un risque pérenne, réel ou potentiel, pour la santé humaine ou l'environnement du fait d'une pollution résultant d'une activité actuelle ou ancienne sur ce site » (<http://www.hauts-de-seine.gouv.fr>, 2011). L'industrie et l'agriculture sont les activités potentiellement les plus polluantes pour les sols et les eaux souterraines. Toutefois, la question de la réhabilitation se restreint essentiellement aux pollutions locales d'origine industrielle. Dès les années 90, la France a décidé d'inventorier l'ensemble des sites susceptibles de contenir des polluants.

En France, les anciens sites industriels pollués occupent une surface totale estimée à 100 000 ha. Dans ce type de contexte, la pollution par les hydrocarbures affecte plus de 60 % des sols et aquifères des sites contaminés en France (<http://www.hauts-de-seine.gouv.fr>, 2011).

La Basse Seine a, depuis plus d'un siècle, été un lieu privilégié du développement des grandes industries adossées aux activités portuaires des grands ports de Rouen et du Havre. D'un point de vue quantitatif, 7 186 sites industriels sont recensés pour la région Haute-Normandie (Faury et al., 2001). Près de 5 000 anciens sites industriels sont susceptibles d'être pollués et 391 sont répertoriés sur la base BASOL du ministère (<https://www.georisques.gouv.fr/articles-risques/basol>, 2004).

I.2 Matériel et méthodes

Afin de mesurer les variations piézométriques naturelles de la nappe, soumises au marnage journalier, et d'identifier leur impact sur l'épaisseur des LNAPL, différentes sondes de mesure sont utilisées et présentées ci-dessous.

I.2.1 Utilisation de la sonde interfaciale

La sonde interfaciale eau-huile de marque Solinst (Model 122) permet de mesurer le niveau d'eau et de détecter la présence de LNAPL dans les ouvrages piézométriques (à

partir de 1 mm). La sonde, de 16 mm de diamètre, est suspendue à un ruban de 25 mètres, gradué au demi-centimètre, permettant la lecture des profondeurs des interfaces (Figure 1). Un capteur infrarouge détecte la présence de liquide. Deux électrodes mesurent et traduisent la propriété conductrice du liquide qui les sépare (si $> 20 \mu\text{S}/\text{cm}$) par l'émission d'un signal lumineux et sonore adéquat, permettant à l'utilisateur de connaître la nature du liquide traversé par la sonde.



Figure 1 : Photo de la sonde interface Solinst utilisée dans le cadre du projet de recherche

La précision de l'épaisseur de LNAPL mesurée dans le puits est de l'ordre du centimètre. La détermination des profondeurs des interfaces mesurées est influencée par l'utilisateur du fait la lecture visuelle de la valeur sur le ruban gradué.

Afin d'homogénéiser les mesures piézométriques, elles sont réalisées par rapport au point le plus haut du tubage de l'ouvrage piézométrique mesuré. La hauteur de ce point haut est également mesurée par rapport au terrain naturel dont la mesure GPS a été réalisée.

I.2.2 Suivi niveau marnage et épaisseur LNAPL

Les sondes 3001 Levellogger Edge M5 sont composées des capteurs Hastelloy de pression et de température scellés dans un boîtier en titane de dimensions 159 *22 mm (Figure 2). Les sondes sont placées dans les ouvrages piézométriques à l'aide d'un cordeau tressé en polypropylène, de 1,5 mm de diamètre, afin de mesurer avec précision ($\pm 0,3$ cm) et haute résolution ($\pm 0,01$ cm), la somme des pressions atmosphérique et de la colonne d'eau. Ces données sont compensées par les données de pression atmosphérique acquises par une sonde Barologger (de la même série) via le logiciel Levellogger 4.4.0 pour un suivi des variations piézométrique uniquement. Le logiciel permet la programmation des sondes, afin de fixer l'heure de début et de fin d'enregistrement, ainsi que le pas de mesure (de 0,5 seconde à 99 heures). Les sondes permettent l'enregistrement de 120 000 données ce qui autorise, avec un pas de 1 minute, à couvrir une période supérieure à 83 jours.



Figure 2 : Photo des sondes 3001 Levelogger et Barologger utilisées dans le projet GEOCARE

Afin de réaliser des suivis continus des épaisseurs de LNAPL en corrélation avec les marnages, des couples de sondes ont été organisés comme décrit par Atteia et al. (2019).

Une première sonde Levelogger (Sonde 3, Figure 3) enregistre les variations totales de pressions des fluides (eau, LNAPL et air) correspondant aux marnages (placée à distance constante du terrain naturel) et une seconde sonde Levelogger (Sonde 2, Figure 3) est placée à une distance constante de la surface des liquides (eau ou eau + LNAPL, selon les cas) présents dans le puits grâce à un flotteur et enregistre les variations de pressions en lien avec les changements d'épaisseur de LNAPL dans le puits (Figure 3). Les données mesurées par cette sonde doivent également être compensées par les données de barométrie, puisqu'elle enregistre également la pression atmosphérique. Les sondes ont été programmées pour réaliser des mesures toutes les minutes et ont été placées dans des puits contenant régulièrement du LNAPL d'après la base de données des épaisseurs de LNAPL mesurées dans les puits grâce à la sonde interface eau-huile depuis 2014 (Figure 1). Cette base de données, réalisée antérieurement à la réalisation de la thèse a permis d'identifier les zones les plus polluées de la surface investiguée. Afin de convertir la mesure de pression réalisée par la sonde en hauteur de LNAPL, un prélèvement de LNAPL est nécessaire pour la détermination de sa masse volumique (ρ_{LNAPL}). De plus, la longueur du cordeau tressé (L) reliant la sonde au flotteur est fixe, connue et permettant à la sonde d'être en permanence au contact de l'eau. Le système est alors régi par les équations suivantes :

$$\begin{cases} Pa = \rho_{LNAPL} \cdot g \cdot h_{LNAPL} + \rho_w \cdot g \cdot h_w \\ L = h_{LNAPL} + h_w \end{cases} \quad (1)$$

Avec Pa la pression enregistrée par la sonde (en Pa), g l'accélération de pesanteur (en m/s^2), ρ_{LNAPL} et ρ_w (en kg/m^3), respectivement les masses volumiques du LNAPL et de l'eau, h_{LNAPL} et h_w respectivement les épaisseurs de LNAPL et d'eau au-dessus de la sonde rattachée au flotteur. Les seules inconnues sont donc les épaisseurs de LNAPL et d'eau au-dessus de la sonde. Ainsi, une diminution de la pression enregistrée par la sonde équivaut à une arrivée de LNAPL dans le puits. La précision ($\pm 0,3$ cm) et la résolution ($\pm 0,01$ cm) des mesures sont les mêmes que celles des sondes.

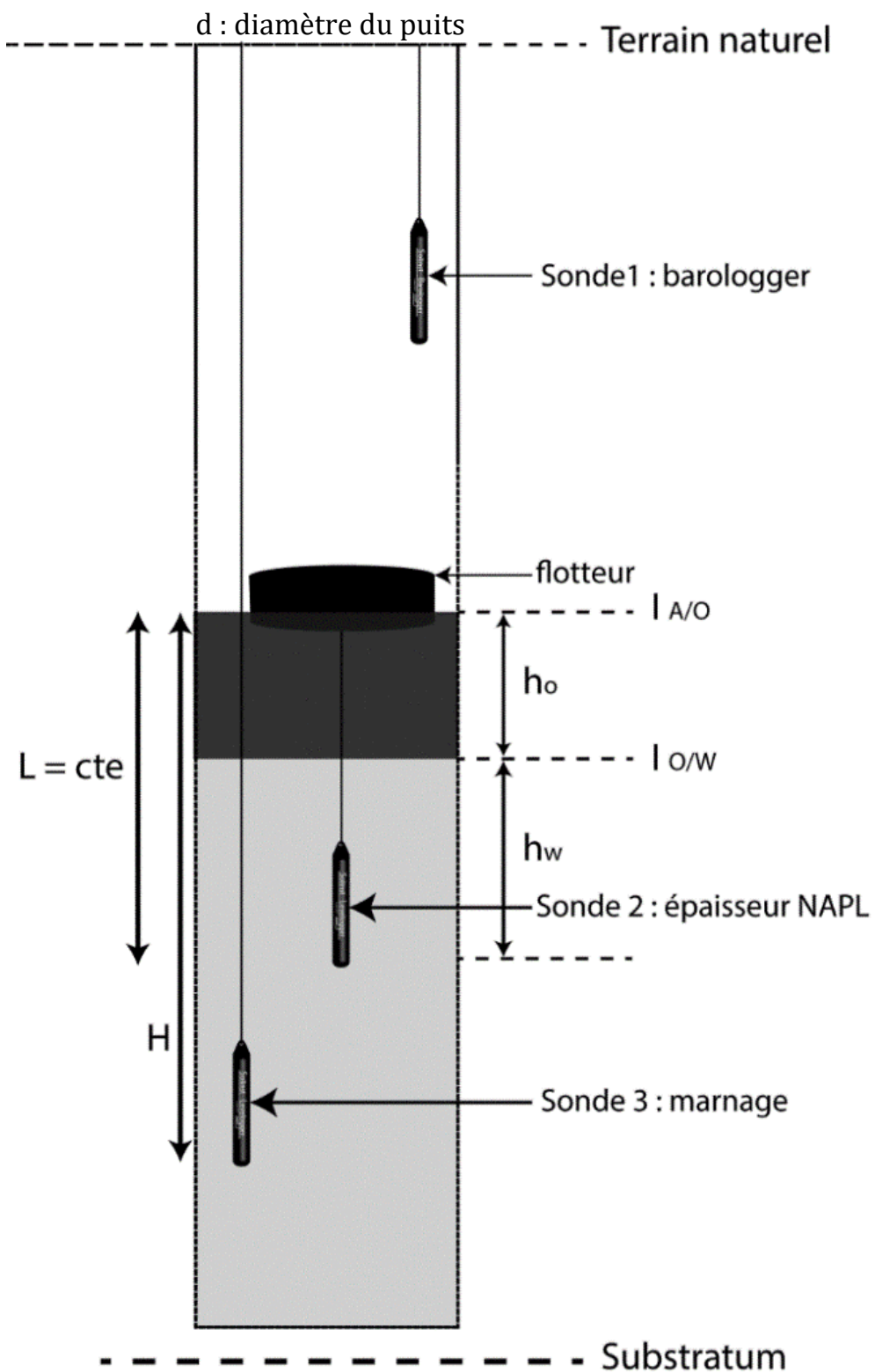


Figure 3 : Position des sondes Levelogger dans un puits pour l'enregistrement continu de l'épaisseur de LNAPL et des marnages

La précision de la sonde pour les petites épaisseurs de LNAPL est dépendante de la hauteur immergée du flotteur appelé enfoncement (Figure 4). Tant que la partie immergée du flotteur ne le sera pas entièrement dans du LNAPL, les valeurs mesurées ne reflèteront

pas les variations d'épaisseurs de LNAPL. L'enfoncement du flotteur est régi par la poussée d'Archimède qui est directement proportionnelle au volume immergé du flotteur. L'enfoncement du flotteur est inversement proportionnel au carré du diamètre de ce flotteur.

Il est donc essentiel d'utiliser un flotteur suffisamment large (dans les limites du puits) afin de minimiser son enfoncement. La prédiction de son enfoncement dans le LNAPL H_{enf}^{NAPL} peut être calculée d'après son enfoncement dans l'eau H_{enf}^w :

$$H_{enf}^{NAPL} = \frac{H_{enf}^w}{\rho_{NAPL}} * \rho_w \quad (2)$$

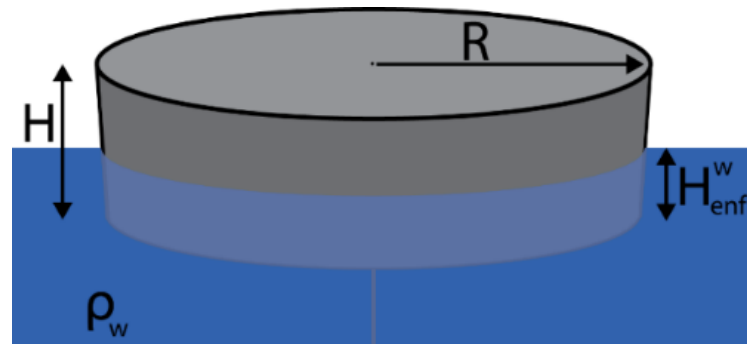


Figure 4 : Schéma de l'enfoncement d'un flotteur dans un liquide et équation associée à l'enfoncement du flotteur dans du LNAPL par rapport à l'enfoncement dans de l'eau.

avec H_{enf}^w et H_{enf}^{NAPL} les hauteurs d'enfoncements (en m) respectifs des flotteurs dans l'eau et le LNAPL. Afin de valider le montage et les calculs, des mesures manuelles sont réalisées deux fois par semaine à l'aide de la sonde à interface Solinst.

I.2.3 Optical Image Profiles (OIP)

La sonde OIP (Optical Image Profiler) permet une caractérisation directe de l'état de pollution d'un sol. Cette sonde est un outil qui offre la possibilité de détecter la fluorescence induite par un rayonnement ultra-violet (UV) et émise par les hydrocarbures pétroliers en phase pure (non dissous), sur un profil continu en fonction de la profondeur. L'OIP utilisé par GINGER CEBTP est utilisé avec la technologie "direct push" qui permet de foncer (de battre) une tige de 44 mm de diamètre, contenant une caméra et deux sources de lumière afin d'éclairer le sol : l'une en lumière visible et l'autre en UV (Figure 5). La technique est basée sur les propriétés des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) qui émettent une lumière fluorescente lorsqu'ils sont irradiés par une lumière UV (Figure 6.B). Ainsi « tout produit contenant au moins 1% de HAP sera fluorescent » (Christensen, 2019). C'est le cas d'une grande partie des composés pétroliers (essence, diesel, kérosène...).

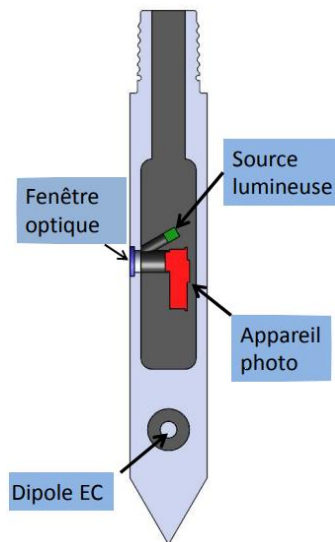


Figure 5 : Schéma de la sonde OIP (extrait de Geoprobe.be)

La méthode consiste en une émission de lumière UV de haute intensité (275 nm) dirigée vers le sol au travers d'un saphir servant de fenêtre optique de 13 mm d'ouverture (Figure 6A). Cette émission de lumière provoque la fluorescence des HAP présents sous forme de LNAPL (Figure 6B). Une image, de dimensions 9,5 mm par 7 mm, est enregistrée par l'appareil tous les 1,5 cm, ce qui permet une discrétisation très détaillée de la pollution en LNAPL sur la verticale. Les images sont analysées et traduites en taux surfacique de fluorescence. Le taux de fluorescence est corrélé positivement à la teneur en hydrocarbures dans le sol. Ces hydrocarbures peuvent être mobiles (présence d'une phase flottante, coulante, ou descendante) ou non. Cependant, en cas de forte pollution en HAP, le taux de fluorescence des images atteint un maximum fonctionnel situé autour de 80%. Ainsi, dépendamment du milieu et de la granulométrie, la sonde sature à des intensités de concentration en HAP différentes. Un dipôle de conductivité électrique est également inclus dans la tige et situé 1 mètre sous la caméra (Figure 5). Il apporte un complément d'information sur les résistivités du milieu observé et peut permettre de discriminer des changements de propriétés des sols.

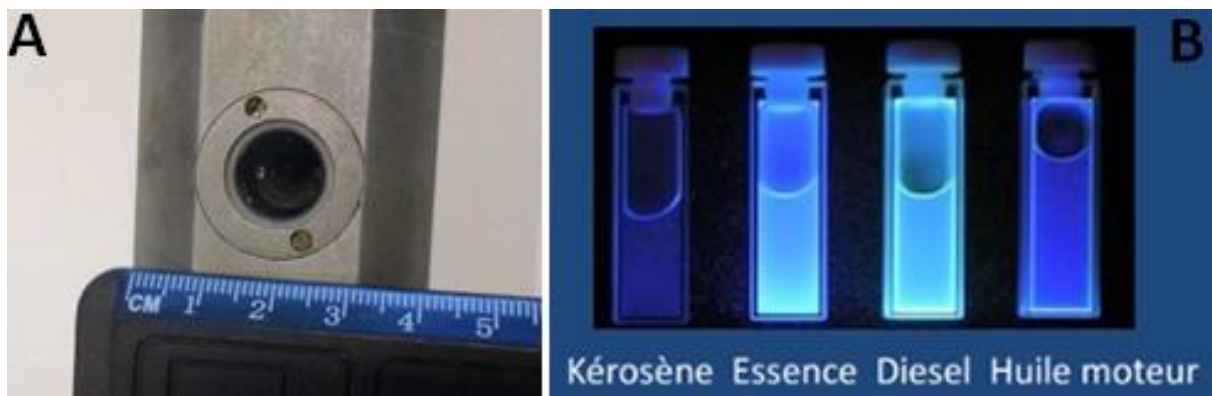


Figure 6 : Photographie de la fenêtre optique de la sonde OIP (A) et réponse aux ondes UV de différents types d'hydrocarbures (B).

I.3 Choix de la zone d'étude par compilation

Ce projet de recherche se déroule sur une zone d'un hectare, située au centre de l'ancienne raffinerie de Petit-Couronne. Cette zone, connue comme étant la zone du procédé Claus de désulfuration, a été définie comme zone pilote, car ce fut la première parcelle à être démantelée. La zone Claus couvre une surface de 100 mètres par 100 mètres. Elle se situe au sein d'une des anciennes unités de production, responsable de la fabrication et du stockage des « grands produits » tel que le GPL (gaz de pétrole liquéfié), l'essence, le kérosène, le gazole, le fioul domestique ou encore le fuel lourd. VALGO a commencé les travaux de démantèlement de la raffinerie par une zone centrale (la zone Claus). Cette dernière, démantelée en 2015, a été définie comme de zone pilote de compréhension des mouvements de nappes et d'hydrocarbures dont la finalité était la dépollution des hydrocarbures.

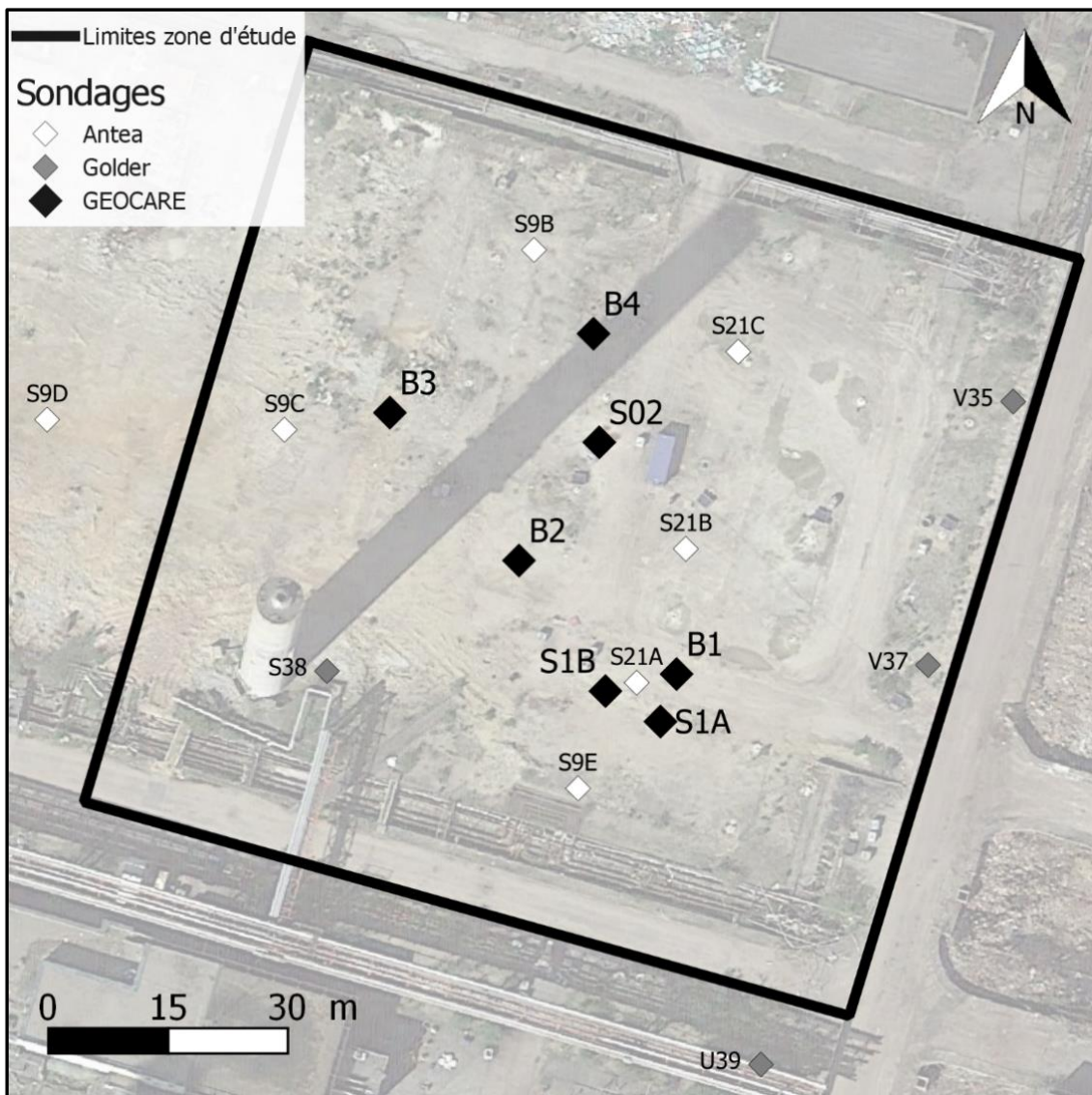


Figure 7 : Carte de la répartition des sondages historique et ceux (7 ouvrages piézométriques) réalisés dans le cadre du projet de recherche (GEOCARE)

La zone Claus étant impactée par du LNAPL mobile sur le toit de la nappe, elle a servi à l'étude d'un tel milieu. Les enjeux du projet de recherche sont d'identifier et de suivre les secteurs impactés par le LNAPL dans un contexte de battement de nappe (marnage journalier, mensuel et saisonnier). D'après l'agence Américaine de Protection de l'Environnement (McCaulou et al., 1995), les liquides en phase non aqueuse (LNAPL) sont des hydrocarbures qui existent sous forme de phase non miscible séparée lorsqu'ils sont en contact avec l'eau et/ou l'air. Les différences dans les propriétés physiques et chimiques de l'eau et de la couche LNAPL entraînent la formation d'une interface physique entre les liquides. Dans le cadre de ces travaux, la définition retenue dans le cadre des travaux présentés est que les LNAPL sont des contaminants des eaux souterraines non solubles dans l'eau ayant une densité plus faible que la densité de l'eau.

La synthèse réalisée à partir des diagnostics antérieurs (rapport ANTEA 2014, rapport GOLDER 2015), complétés des données acquises par le projet de recherche GEOCARE (Figure 7), a permis de recenser les principales connaissances concernant les caractéristiques de la zone sur les aspects de réservoirs (géologiques, pétrophysiques ...) et de pollutions (sols, eaux, air). La visualisation des hétérogénéités de la zone est réalisée en compilant ces informations dans une base de données.

I.3.1 Caractéristiques géologiques de la zone.

D'après la base de données InfoTerre, l'ancienne raffinerie se situe en majorité sur des alluvions fluviales provenant de la Seine. Les alluvions actuelles et subactuelles sont à dominance limono-sableuses. Elles surplombent les alluvions anciennes composées principalement de sable graveleux à silex. Sous ces alluvions, le socle est composé de craie blanche à silex formée de biozones de foraminifères daté entre le Santonien et le Campanien (86 à 72 millions années).

Les coupes géologiques ont, d'une manière générale, permis (selon la position et profondeur de l'ouvrage piézométrique) d'identifier les 4 formations connues sur le secteur (Figure 8) :

- les remblais : sables, graviers, limons avec parfois de nombreux débris anthropiques tels que des tuyaux, des fondations et du béton,
- les alluvions modernes de la Seine : composées le plus souvent d'éléments fins (sables à limons),
- les alluvions anciennes : généralement composées d'éléments plus grossiers (sable, graviers, silex),
- la craie : blanche à grise et souvent assez compacte et fissurée.

Une géométrie simplifiée des couches géologiques présentes sur la zone étudiée résulte de cette étude des coupes :

- Limite entre les remblais et les alluvions entre 3 et 4 m par rapport au terrain naturel ;
- Limite entre les alluvions modernes et récentes entre 6 et 8 m par rapport au terrain naturel ;
- Profondeur de la craie rencontrée, sur les derniers ouvrages piézométriques réalisés, entre 9 et 10 m par rapport au terrain naturel.

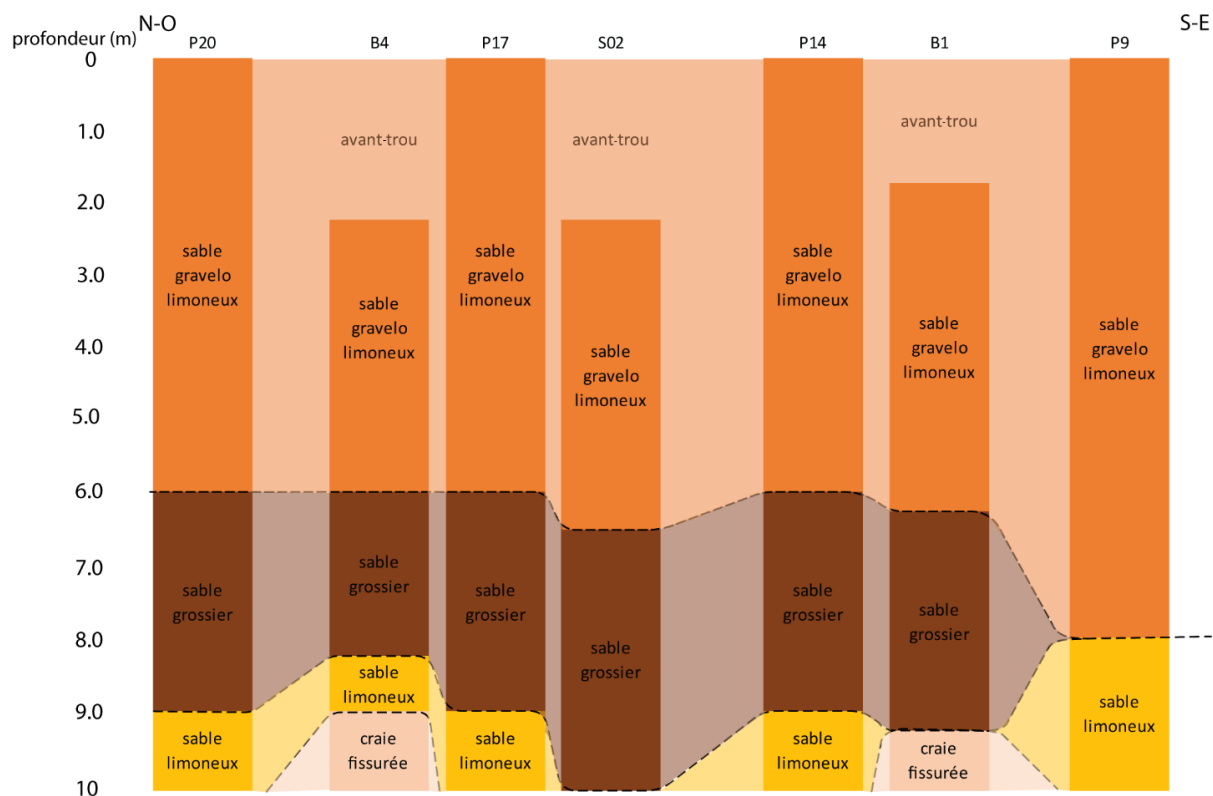


Figure 8 : Coupe 2D réalisée à partir des lithologies observées lors de la réalisation des puits de la zone d'étude identifiés sur la figure 13

Les coupes détaillées effectuées à partir des sondages carottés montrent cependant des variations des faciès géologiques présents dans chaque formation. Cette hétérogénéité se matérialise par une succession de passages d'une épaisseur décimétrique plus ou moins concentrée en silex et dont les éléments constitutifs varient de sable fin à sable moyen à grossier.

Des analyses granulométriques et pétrophysiques ont été réalisées en laboratoire afin de préciser les propriétés des faciès présents. Le pourcentage de fraction fine (< 2mm) est très variable (28% à 98%). Elle est essentiellement composée de sable (>80%), mais très peu d'argile (<4%). Les carottes analysées ont confirmé l'hétérogénéité géologique de la zone Claus. D'une manière générale, les éléments grossiers (en majorité des silex de taille centimétrique à décimétrique et en proportion parfois conséquente sur certains passages)

sont dans une matrice, variant entre sables et sables limoneux (0 à 6-8m par rapport au terrain naturel) et sables plus grossiers (en dessous de 6-8 m). La craie a été observée à partir 9 m/TN sur la zone Claus. Les analyses ont également permis de faire ressortir une porosité moyenne de l'ordre de 26%, une FOC (Fraction de Carbone Organique) très hétérogène et plus faible dans les matériaux grossiers, et une perméabilité moyenne à l'eau de 2.10^{-4} m/s.

I.3.2 Caractéristiques de contamination de la zone

Afin de connaître l'état de contamination du sol à l'instant présent, de nombreux sondages (190 prélèvements de sol) ont été réalisés (Tableau 1, Figure 7).

	Nombre de sondage sol	Méthode	Nombre échantillons sol			Paramètres analysés				
			0-3 m Non saturé	3-7m battement de nappe	7-12m saturé	HTC C5-C10	HTC C10-C40	HAP	BTEX	TPH
Diagnostic 2013 (ANTEA)	8	Sondage carotté	8	0	0	8	8	0	3	0
Diagnostic 2014 (GOLDER)	4	Tarière	4	2	0	6	6	6	6	0
Projet de recherche (GEOCARE)	7	Sondage carotté	15	91	70	142	175	175	12	40
Total	19		27	93	70	156	189	181	21	40

Tableau 1 : Synthèse des ouvrages piézométriques et échantillons de sol disponibles sur la zone Claus

La concentration en hydrocarbures totaux (C5-C40) est en moyenne proche de 6 g/kg MS (matière sèche) avec une médiane de 3,55 g/kg MS. Ces valeurs sont très élevées et cohérentes avec la présence de LNAPL immobile (et localement mobile) continue dans la zone de battement de nappe (C5-C40 ~ 1,4 à 50 000 mg/kg MS, HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ~ 2 à 50 mg/kg MS). Les HAP et BTEX (Benzène, Toluène, Ethyl-benzène et Xylènes) représentent une fraction très marginale avec des concentrations environ 100 fois inférieure aux hydrocarbures C5-C40 dont les fractions légères (C5 à C10) représentent une très forte proportion (60% environ) (Figure 9).

La compilation des échantillons sur une même verticale permet de préciser les variations d'intensité de pollution avec la profondeur (Figure 10). Il ressort que la zone entre 4 et 6 m par rapport au terrain naturel correspondant à la zone de battement de la nappe est celle qui présente les concentrations d'hydrocarbures dans les sols les plus importantes.

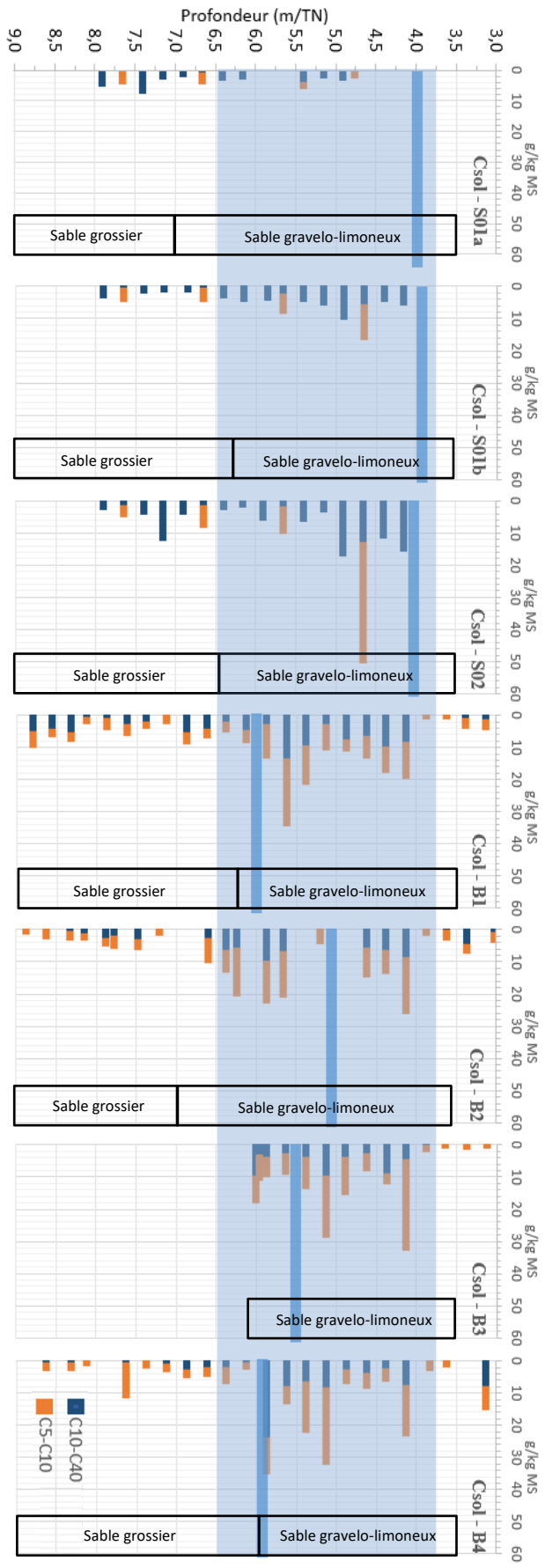


Figure 9 : Profils verticaux de concentration en C5-C40 sur les 7 sondages réalisés sur la zone Clans avec, en bleu clair, la zone de battement de nappe observée et, le ruban bleu foncé, la profondeur de la nappe au moment de la réalisation du sondage dont les informations géologiques ont été reportées.

La pollution en C5-C40 identifiée en dehors de cette zone de battement de nappe peut être attribuée aux variations du niveau de l'aquifère lors de fortes remontées du niveau de nappe en dehors de la zone de battement de nappe habituelle (pluies centennales) ou en lien avec un déversement d'hydrocarbure depuis la surface.

Ces profils sont caractéristiques des empreintes laissées par le comportement des coupes pétrolières classiques (essence, gazole ...) qui surnagent au-dessus de la nappe et imprègnent les terrains de la zone de battement de nappe (Figure 11). Il est important de noter que des écoulements latéraux globaux de l'aquifère de la craie, allant en direction de la Seine, ont été identifiés mais ils ne seront pas pris en compte dans cette étude. Au niveau de la zone étudiée, la moyenne des concentrations en C5-C40 est de 16 000 mg/kg MS et la médiane de 6 000 mg/kg MS. La zone superficielle présente des concentrations assez variables. En dessous de 6 m, les concentrations diminuent progressivement et sont globalement inférieures à 1 000 mg/kg MS à partir de 10 m (Figure 10).

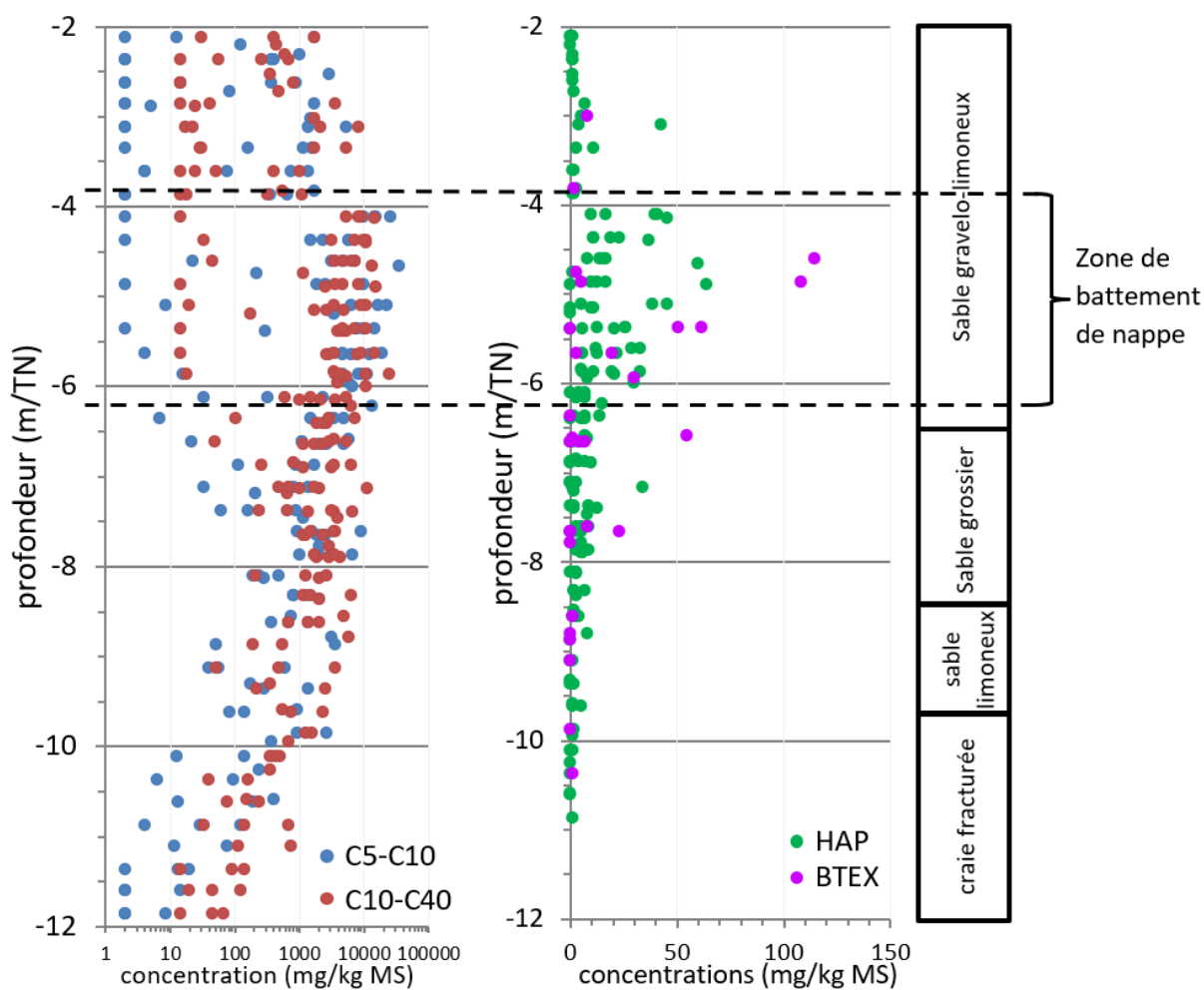


Figure 10 : Distribution verticale de la pollution mesurée dans les sols obtenue en compilant les données des analyses sur échantillons de carottes réalisés dans le cadre du projet de recherche par rapport à la géologie globale de la zone d'étude.

La comparaison inter-sondages ne fait pas ressortir de différences notables pour les concentrations en HCT totaux. Il en ressort une concentration en hydrocarbures supérieure à 10 000 mg/kg MS dans la zone de battement de la nappe située entre 4 et 6 m/TN.

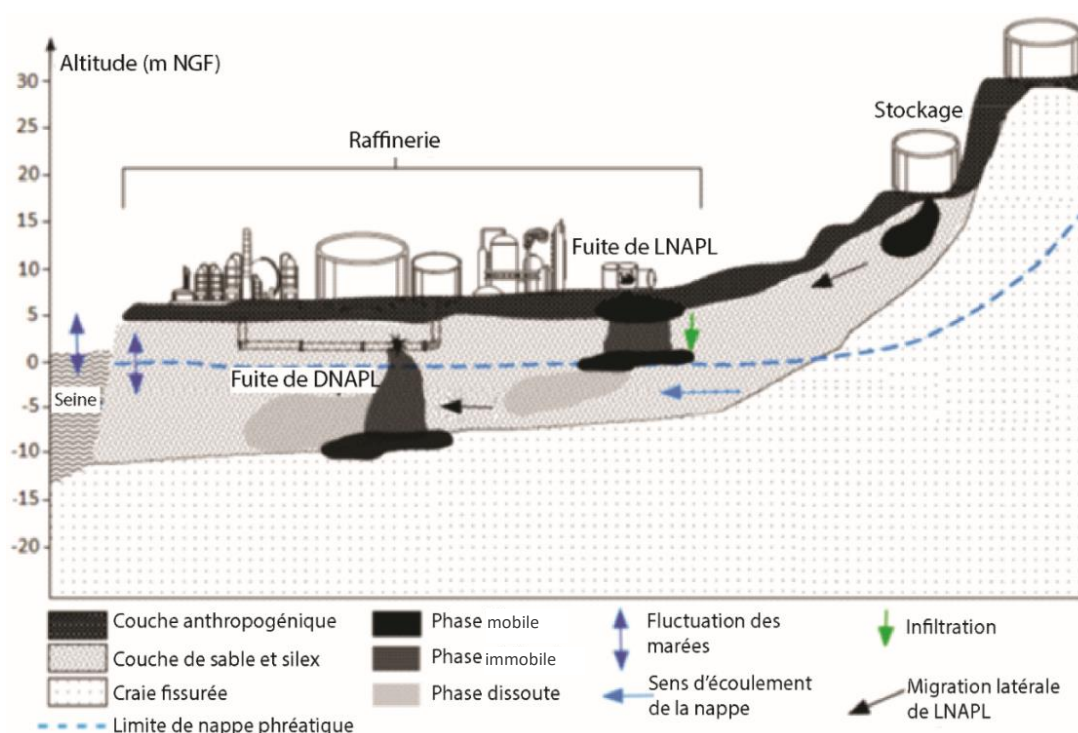


Figure 11 : Schéma des structures géologiques de la raffinerie et répartition des LNAPL et DNAPL en phases dissoute, mobile et immobile. Traduit de Abbas et al. 2018

Les profils chromatographiques se sont révélés relativement homogènes et indiquent que le LNAPL est semblable à un mélange essence-gazole partiellement dégradé (Figure 12). Des échantillons de sols ayant une pollution élevée ont également été analysés en laboratoire, afin de déterminer la composition des hydrocarbures (TPH, HAP, BTEX). Ces analyses ont confirmé la part prépondérante (75%) des aliphatiques (hydrocarbures à chaîne carbonée linéaire ou ramifiée). Le prélèvement de phase pure a permis la mesure de sa viscosité cinématique, située entre 4,9 et 5,2 mm³/s (à 15°C) et de sa masse volumique, proche de 823 kg/m³ (à 20°C).

L'analyse de l'échantillon d'eau, prélevé dans un puits dans le cadre du projet, présente les concentrations suivantes :

- Hydrocarbures aliphatiques dissous de 5,7 mg/l ;
- Hydrocarbures aromatiques dissous de 2,97 mg/l ;
- HAP dissous de 68 µg/l ;
- BTEX dissous de 440 µg/l ;

Des profils verticaux de propriétés chimiques de l'aquifère (diagrapies) ont été réalisés sur 9 ouvrages piézométriques de la zone d'étude (Tableau 2).

Le potentiel redox est considéré comme un paramètre clé pour la caractérisation des contaminations des eaux souterraines et du sous-sol riche en matière organique. Les bactéries oxydent les accepteurs d'électrons (en commençant par l'oxygène) en dégradant les chaînes carbonées (Christensen et al., 2000 ; Tiehm and Schulze, 2003 ; Semple et al., 2007 ; Abbas et al., 2017a). La zone à l'intérieur du panache est donc réductrice et anoxique (Baedecker et al., 1993). Le potentiel redox fluctue, pour la zone d'étude, entre -100 et -166 mV (Tableau 2) confirmant, avec le très faible taux d'oxygène (Sinke et al., 1998 ; Abbas et al., 2017a) et la conductivité électrique de l'eau élevée confirment la présence d'une activité de biodégradation des hydrocarbures.

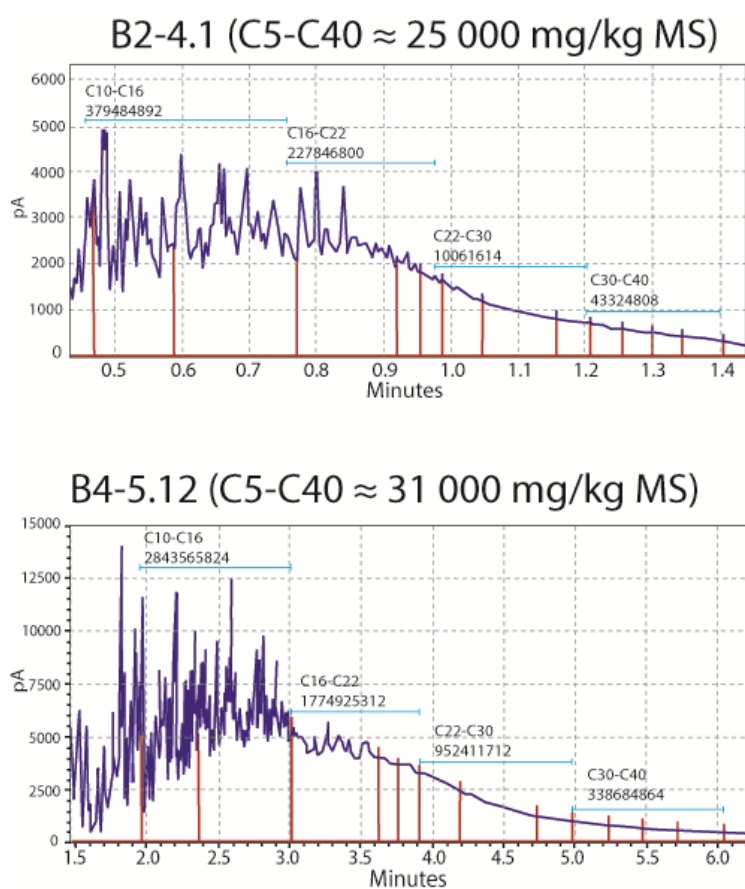


Figure 12 : Profils chromatographiques obtenus sur les sols de la zone Claus des sondages B2 et B4 à respectivement 4,1 et 5,12 m/TN

Paramètres	Température (°C)	pH	Redox (mV)	Oxygène (%)	Conductivité électrique (mS/m)
Valeurs minimales	12.25	5.7	-166	0	105
Valeurs moyennes	12.65	6.6	-140	0	154
Valeurs maximums	13.01	7.3	-100	0.02	220
Ecart type	0.27	0.45	23.6	0.007	45.7

Tableau 2 : Récapitulatifs des mesures des propriétés de l'aquifère, moyennées par puits, de la zone d'étude (P1, P3, P6, P14, P15, P17, P21, P23, S1A sur la Figure 13)

I.4 Puits, sondages et OIP

La zone d'étude comporte 30 puits et 5 piézomètres. Un total de 19 sondages (dont 7 carottés) et 7 profils OIP ont été réalisés. Ces techniques intrusives, combinées dans une zone restreinte (un profil OIP et un sondage carotté servant de base pour la réalisation d'un puits, distant de moins de 50 cm), permettent de croiser les informations relatives à ces ouvrages piézométriques.

I.4.1 Les ouvrages piézométriques

La zone Claus, définie au préalable comme zone pilote par VALGO, a été équipée d'un réseau de 24 puits (diamètre de 95 à 163 mm), s'ajoutant aux 4 piézomètres déjà présents sur la zone et réalisés alors que la raffinerie était encore en fonctionnement. Le maillage de la répartition de ces ouvrages piézométriques est carré avec un espacement moyen de 15 m et est orienté nord-sud/est-ouest avec une inclinaison de 17° vers l'est (Figure 13) de telle manière que la maille soit parallèle à la Seine voisine et au carroyage des voies de circulation.

Un tel maillage a été réalisé dans le but de caractériser la zone pilote afin de déterminer le degré d'hétérogénéités du sous-sol. Au total, ce sont 35 ouvrages piézométriques (4 réalisés du temps du fonctionnement de la raffinerie Petroplus, 24 réalisés par VALGO en 2015 et 7 réalisés lors du projet recherche) qui permettent de contrôler les variations de niveaux de l'aquifère, afin de mieux caractériser le fonctionnement hydrodynamique de la zone.

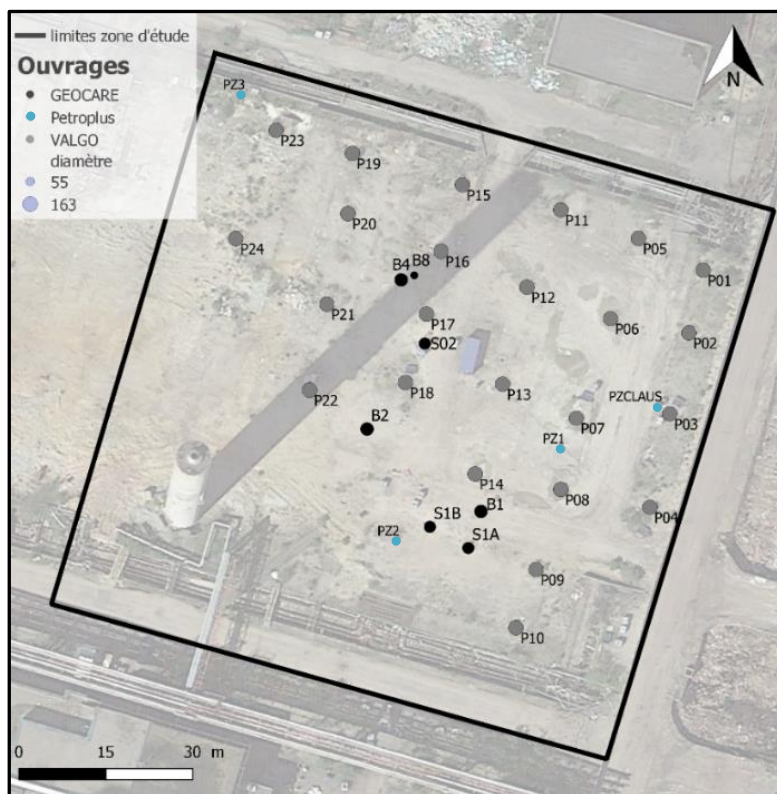


Figure 13 : Carte des ouvrages piézométriques de la zone d'étude portant mention du diamètre et de leur date de création

Depuis 2016, des mesures manuelles des niveaux de la nappe et de l'épaisseur de LNAPL dans les puits ont été compilées dans une base de données indiquant un caractère périodique de la répartition et de l'intensité de pollution. La Figure 14 fait ressortir les puits où la fréquence d'apparition du LNAPL mobile est la plus élevée, ainsi que les épaisseurs maximales recensées dans chacun des puits. Il en ressort deux zones, dont les ouvrages piézométriques présentent le plus souvent du LNAPL, centrées sur des ouvrages piézométriques ayant des épaisseurs maximales très importantes : la zone autour du P16 et celle autour du B1 (Figure 14).

L'ensemble des mesures réalisées manuellement, à l'aide d'une sonde interface, pendant les 3 années du projet, permet d'identifier les ouvrages piézométriques montrant une fréquence de présence de LNAPL supérieure à 80% (P03, P07, P16, P19, P22, Pz1, Pz2, Pz3, S1A, S1B, B2, B4).

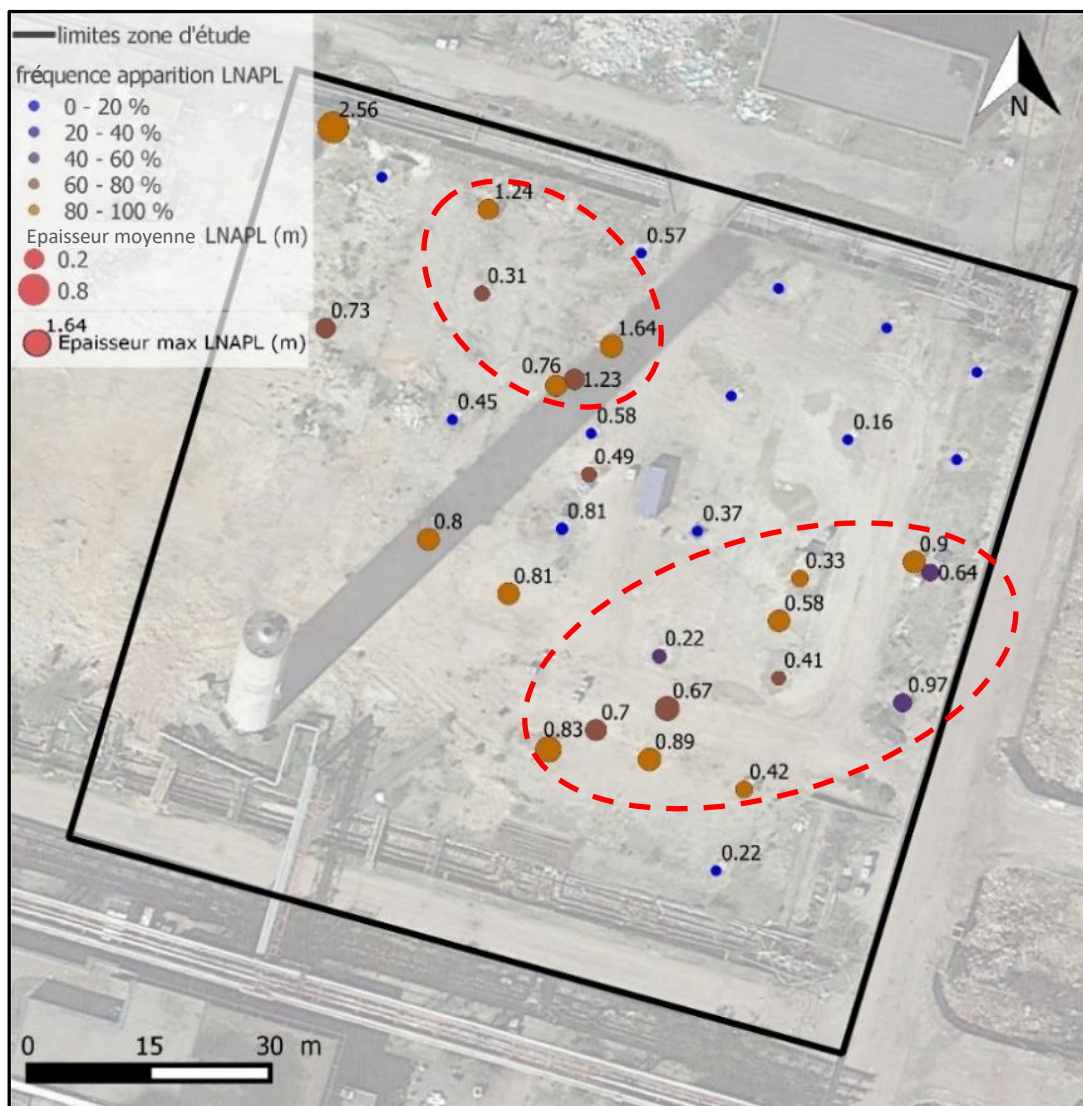


Figure 14 : Carte synthèse de la présence de LNAPL sur la zone Claus en fonction de la fréquence d'apparition de LNAPL (couleur du symbole), des épaisseurs moyennes (taille du symbole) et de l'épaisseur maximale relevée (nombre indiqué). Les zones identifiées comme d'intérêt pour le projet de recherche sont entourées en rouge.

Dans le cadre du projet, une zone avec beaucoup de LNAPL au-dessus de la nappe était recherchée, afin de réaliser une caractérisation et un suivi de l'évolution de cette pollution par des outils géophysiques. Ces données ont donc permis de distinguer deux secteurs intéressants pour le projet : la zone autour de P16 et la zone autour de P09/B01. Ces 2 zones sont caractérisées par la présence régulière de LNAPL mobile (>90% sur P16, P09). Les épaisseurs d'hydrocarbures à l'intérieur des ouvrages piézométriques varient, dans le temps, de 10 à 50 centimètres en moyenne.

La zone de battement de nappe est située entre -4 et -6 m par rapport au terrain naturel, qui correspond, d'un point de vue géologique, à la zone de transition entre les alluvions modernes et les alluvions anciennes de la Seine.

I.4.2 Les sondages

Les puits et piézomètres sont les ouvrages piézométriques recommandés pour caractériser une intense pollution en LNAPL sur le long terme tandis que les sondages sont essentiels pour une caractérisation instantanée de l'état de pollution d'un site. En effet, en cumulant les échantillons il est possible de réaliser un profil vertical de l'intensité de la pollution en LNAPL.

La concentration en hydrocarbures totaux (C05-C40) est en moyenne proche de 6 g/kg MS avec une médiane de 3,55 g/kg MS. Ces valeurs sont très élevées et cohérentes avec la présence de LNAPL immobile (et localement mobile) continue dans la zone de battement de nappe. Les HAP et BTEX représentent une fraction très marginale (concentrations environ 100 fois inférieures aux HCT C5-C40).

La réalisation des sondages carottés étant lourde d'un point de vue logistique (beaucoup de matériel nécessaire et temps d'exécution long), la réalisation de profils verticaux d'images du sous-sol, ne nécessitant pas d'échantillonnage, est plus adaptée à l'acquisition d'informations limitées dans le temps et l'espace de la répartition de la pollution.

I.4.3 La sonde OIP

Six sondages OIP ont été réalisés sur la zone d'étude avec un enregistrement en continu (tous les 0,015 m) de la fluorescence.

Dans la zone Claus, les sondages OIP ont indiqué des pourcentages de fluorescence atteignant la saturation de la sonde (taux de fluorescence > 80%) entre -4 et -8 m/TN indiquant une présence intense de LNAPL dans la zone de battement de nappe. Sur certains sondages (B01, B02), elles permettent également d'identifier les zones impactées et très localisées à de faible profondeur.

Afin de quantifier le lien entre fluorescence et concentration en HAP, les profils obtenus ont été comparés aux concentrations en polluants mesurées en laboratoire sur les sondages sols situés à proximité des sondages OIP (Figure 15).

Dans l'ensemble, le facteur de corrélation entre le logarithme des concentrations (McCall et al., 2018) et le pourcentage de fluorescence est compris entre 0,3 et 0,4. Le faible ratio s'explique par de très fortes concentrations d'hydrocarbures correspondant à la saturation du taux de fluorescence alors que peu d'échantillons ont de faibles concentrations. McCall et al. (2018) ont montré que le lien entre le taux de fluorescence d'une image OIP et les concentrations en HAP s'établit surtout sur les faibles concentrations (< 2 g/kg MS), avec notamment une relation logarithmique dans le cas de pollution au diesel.

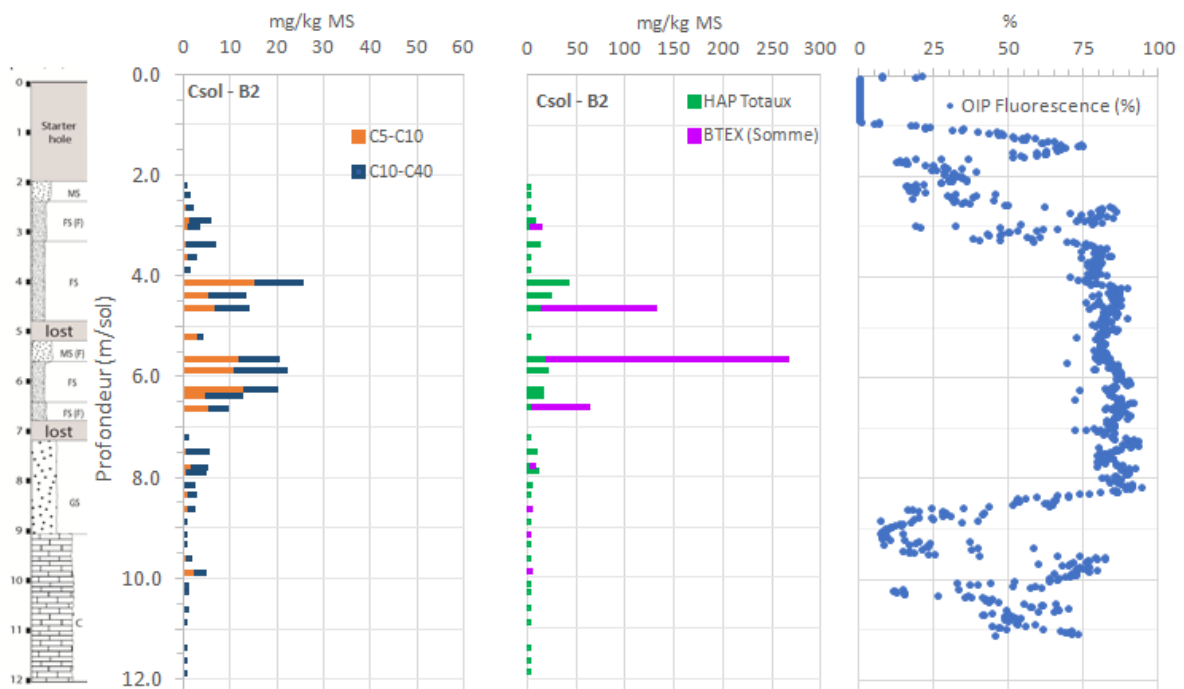


Figure 15 : Comparaison du signal de fluorescence OIP avec les analyses d'hydrocarbures dans les échantillons de sols (FS : sable fin, MS : sable moyen, GS : sable grossier, C : craie fissurée)

De plus, la différence d'échelle entre les prélèvements de sol (0,1 m de carotte tous les 0,25 m) et la mesure de la sonde OIP (tous les 0,015 m) est un élément non négligeable. Ainsi, dans le cas d'une très forte contamination au LNAPL, les sondages OIP apportent une information qualitative indiquant qu'un taux de fluorescence de plus de 70% corréle des concentrations en LNAPL supérieures à 1 g/kg MS.

I.5 Marnage et cycle lunaire

I.5.1 La Seine

Les marnages sur Seine au niveau de l'ancienne raffinerie (Figure 16) sont très amples et varient avec une amplitude allant de 2,5 à 4 m. Outre les coefficients de marée à l'embouchure de la Seine au niveau du Havre, ces différences d'amplitudes sont également liées à l'ouverture ou à la fermeture du barrage, situé à Poses (en amont) et qui influence le débit de la Seine (Figure 17).

Ainsi, les marées hautes sont très bien corrélées aux coefficients de marnage tandis que les marées basses ne semblent pas influencées. Ce sont plus particulièrement les marées hautes de la Seine à hauteur de la raffinerie qui sont influencées par les marées hautes à l'embouchure qui sont elles-mêmes sous l'influence des coefficients de marnage.



Figure 16 : Vue aérienne du positionnement relatif de la zone d'étude par rapport à la Seine et emplacement des sondes Levelogger dans la Seine et au niveau de la zone d'étude (zone Claus délimitée en rouge) indiquée par des figurés blancs



Figure 17 : Corrélation entre les marées hautes et basses de la Seine et les coefficients de marées associées, au niveau de l'ancienne raffinerie de Petit-Couronne.

I.5.2 La piézométrie de la zone d'étude

La relation entre l'aquifère de la zone d'étude et la Seine est complexe. Ayant établi un lien entre les variations des coefficients de marée et la hauteur d'eau de la Seine, la durée minimum d'analyse du comportement de la piézométrie dans les ouvrages piézométriques de la zone d'étude a été fixée à un cycle lunaire, soit un mois. Des sondes ont été placées dans un puits au centre de la zone d'étude (P17), avec un pas d'échantillonnage relativement large (10 minutes), afin de couvrir de grandes périodes et ainsi parvenir à comprendre les variations hydrogéologiques des niveaux piézométriques à l'échelle annuelle.

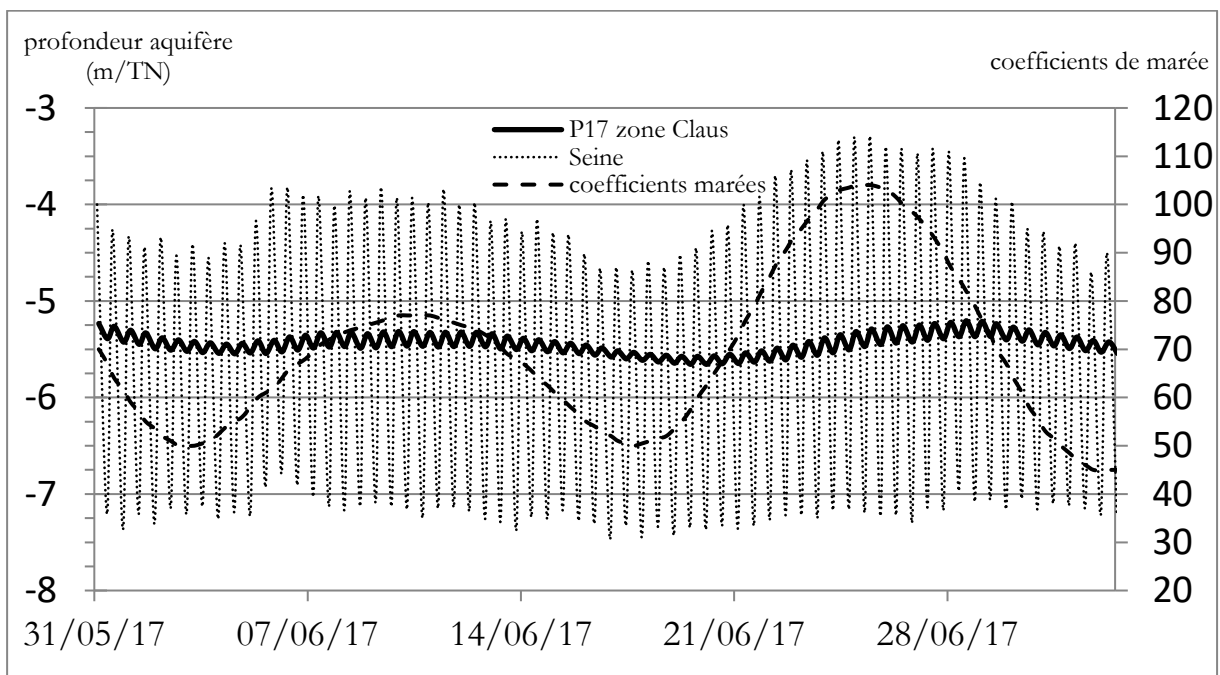


Figure 18 : Suivi temporel des marées en Seine et au niveau de la zone d'étude par rapport aux coefficients de marée sur un mois

L'amplitude moyenne des marées au niveau de la Seine est de 3,14 mètres, alors qu'elle n'est que de 13 cm (Figure 18) au niveau de la nappe sur P17 qui est distant de 500 m de la Seine (Figure 16). L'évolution du niveau piézométrique de la zone d'étude est influencée par la hauteur d'eau de la Seine. En effet, les marnages bijournaliers suivent également la tendance globale de hauteur d'eau de la Seine qui est, elle-même, influencée par les coefficients du cycle lunaire. Ainsi, il est possible de corréler les niveaux piézométriques de la zone d'étude et les coefficients du cycle de marée. Cependant, les coefficients de corrélation sont très bas avec des R^2 de 0,18 (pour les marées hautes) et 0,08 (pour les marées basses). L'explication de cette faible corrélation réside dans le caractère multiphasique du cycle lunaire. En effet, ce cycle est composé de quatre phases avec les grandes marées de nouvelle lune (GM-NL), les mortes-eaux de 1^{er} quartier (ME-croissant), les grandes marées de pleine lune (GM-PL) et les mortes-eaux de 3^{ème} quartier (ME-décroissant). Il a donc été nécessaire de décomposer les corrélations en fonction de la phase de la lune (Figure 19).

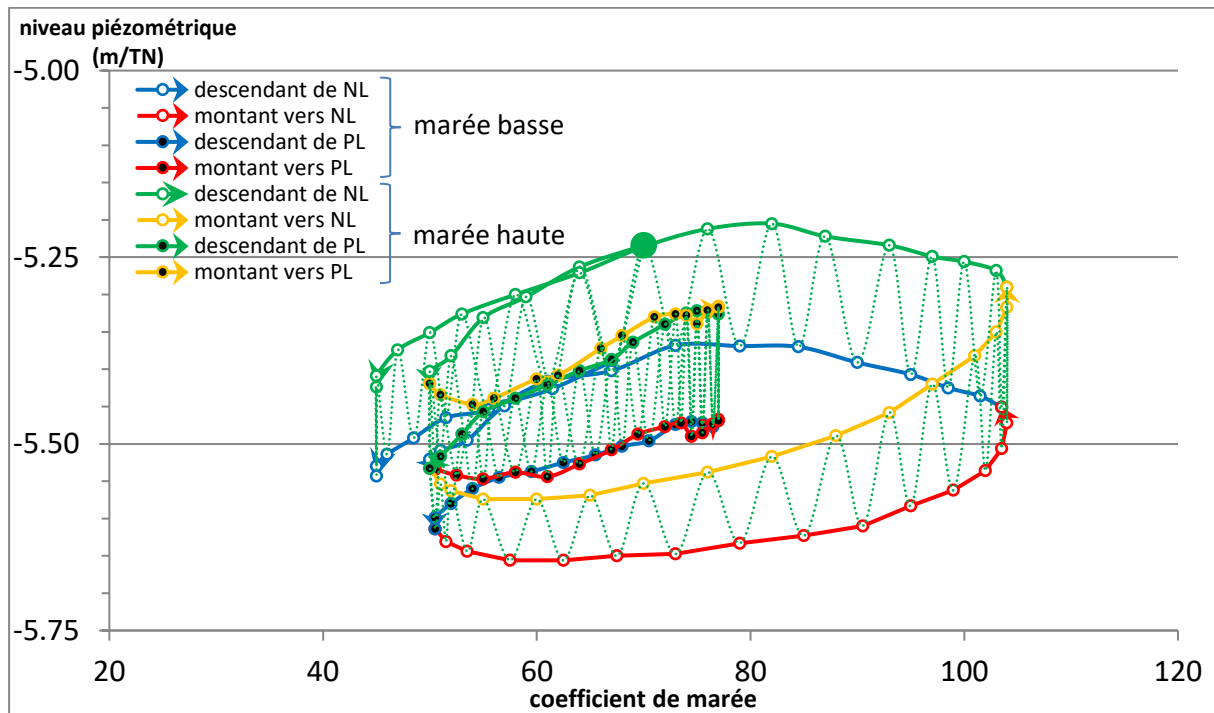


Figure 19 : Graphe de variations de la profondeur du niveau piézométrique d'un des puits de la zone d'étude (P17) en fonction des coefficients de marées décomposés par phases du cycle lunaire.

La Lune étant beaucoup plus proche que le soleil, c'est son influence qui prédomine pour les marées sur Terre. En effet, l'attraction lunaire est en moyenne 2,17 fois plus forte que celle du Soleil bien que le Soleil soit un corps céleste plus imposant et ait donc une force d'attraction plus forte. (Bois and Journet, 1993). Chacune des quatre phases de la lune dure 7 jours, pour un cycle complet de 28 jours, les variations entre les coefficients de marée sont plus conséquentes lors du cycle de nouvelle Lune (comme en attestent les coefficients de marée qui passent de 50 à 105). Ces variations rapides de coefficients influent sur l'océan

Atlantique qui communique, par l'intermédiaire de la Manche (mer peu profonde amplifiant les marnages), avec la Seine. Le niveau piézométrique varie, mais avec un retard par rapport au coefficient du jour et en fonction des propriétés hydrauliques de la nappe. Le coefficient de marée se stabilise à son maximum (courbe montante vers la nouvelle lune sur la Figure 19), tandis que le niveau piézométrique continue sa croissance. Il continue à croître alors que la lune passe dans sa phase de descente de la nouvelle Lune. Ce retard est visible sur les variations rapides des coefficients lunaires qui induisent des variations rapides de niveau de nappe pour la Seine. Lors de la quinzaine autour de la pleine Lune, les coefficients de marée varient entre 50 et 80. Ces variations sont moindres et le réservoir-sol a le temps de s'équilibrer avec le réservoir de la Seine.

Les conséquences sur le niveau piézométrique sont indirectes (elles ne sont pas directement visibles au niveau de la Seine ou des aquifères), car les forces d'attraction de la Lune et du Soleil ont un effet bien plus important sur les océans, qui favorisent les déplacements de grandes masses d'eau (Lavoine and Lechallas, 1885). Par ailleurs, la croûte terrestre est également soumise aux mêmes forces que les océans, mais la résultante élastique est bien moindre avec une ondulation moyenne de 40 cm (Middlemiss et al., 2016).

Les variations journalières du niveau piézométrique vont de 6 à 19 cm et les variations totales, à l'échelle du cycle lunaire, du niveau piézométrique de la zone d'étude sont de 45 cm. Lors des mesures manuelles réalisées sur la zone d'étude, il est donc important de noter l'heure de la marée, mais également le jour, afin de faire correspondre le coefficient de marée et donc la phase du cycle lunaire.

I.6 Pollution en lien avec la colonne de sol

La présence de LNAPL mobile est un indicateur d'une grande quantité d'hydrocarbures dans le sol, car supérieure à la saturation organique. Afin de remédier à cette présence abondante, une estimation de la quantité de LNAPL dans le milieu poreux est requise. Il n'y a pas de lien linéaire entre la quantité de LNAPL dans un ouvrage piézométrique et la quantité d'huile dans les parties saturées et non saturées du milieu à cause de l'effet de porosité et de la pression capillaire (Atteia et al. 2019 ; Gatsios et al., 2018).

Le LNAPL peut se trouver, dans le sous-sol étudié, sous différentes formes Figure 20 :

- LNAPL mobile : le phase de LNAPL est continue. Sa pression capillaire est assez élevée pour dépasser la pression d'entrée des pores des eaux souterraines, déplacer les eaux souterraines et migrer à travers le sous-sol
- LNAPL potentiellement mobile : le corps de LNAPL est continu, mais sa pression capillaire n'est pas suffisamment élevée pour dépasser la pression d'entrée des pores de l'eau souterraine ; dans les conditions actuelles, il ne déplacera pas les eaux souterraines et ne migrera pas. Si les conditions changent (par exemple, forage à travers un corps LNAPL potentiellement mobile, fracturation du sol, variation de hauteur de nappe) le LNAPL potentiellement mobile peut se mobiliser et migrer.
- LNAPL résiduelle immobile : des gouttelettes de LNAPL appelées ganglions sont présentes dans les espaces poreux, mais ne sont pas connectées à d'autres ganglions de LNAPL. Ils sont immobiles, car ils ne peuvent pas dépasser la pression capillaire et déplacer les eaux souterraines dans la porosité de la matrice.

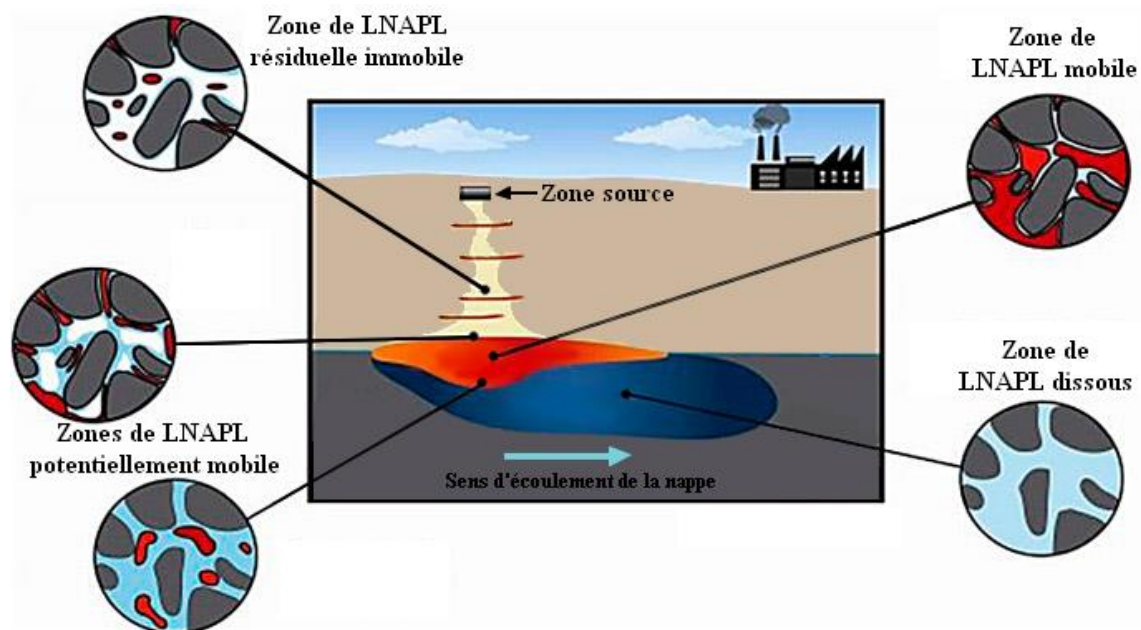


Figure 20 : schéma de la répartition du LNAPL mobile, potentiellement mobile et immobile lors d'un déversement de LNAPL, traduit et adapté de Tomlinson et al., 2014)

I.6.1. Comportement des LNAPL dans le sol

De nombreuses recherches ont montré que la quantité de LNAPL varie avec le niveau de la nappe (Kemblowski and Chiang 1990 ; Aral et Liao, 2002 ; ITRC 2009, Deska and Ociepa, 2013 ; Atteia et al. 2019) avec, dans le cas d'un aquifère libre, un déplacement vertical des hydrocarbures en corrélation négative avec la marée. White et al. (2004) ont montré que lors du premier drainage de LNAPL dans le sol, une grande quantité de LNAPL mobile se retrouve piégée à des saturations résiduelles (LNAPL immobile). La notion de saturation résiduelle d'hydrocarbures (Sor) en découle et est définie comme étant le LNAPL qui ne sera pas naturellement drainé du sol, vers la nappe sous-jacente. La quantité de LNAPL supérieure à la Sor se trouve sous forme mobile dans la porosité du sol. Cette grandeur est essentielle à la compréhension de la répartition de la pollution d'un site. Typiquement, la saturation résiduelle en LNAPL est plus grande dans la zone saturée que dans la zone non saturée.

I.6.1.a Comportement du LNAPL lors d'un déversement

Le mouvement des LNAPL dans le sous-sol est contrôlé par plusieurs processus. Lors de la libération de LNAPL dans l'environnement, il migre vers le bas sous la force de gravité. Si un petit volume de LNAPL est libéré dans le sous-sol, il se déplacera à travers la zone non saturée où une fraction des hydrocarbures sera retenue par les forces capillaires sous forme résiduelle dans les pores du sol, épuisant ainsi la masse de LNAPL contiguë jusqu'à ce que le mouvement cesse. Si une quantité suffisante de LNAPL est libérée, elle migrera jusqu'à ce qu'elle rencontre une barrière physique (strates de faible perméabilité) ou soit affectée par les forces de flottabilité près de la nappe phréatique. Une fois que la frange capillaire est atteinte, le LNAPL peut se déplacer latéralement sous la forme d'une couche continue en phase mobile le long de la limite supérieure de la zone saturée en eau en raison de la gravité et des forces capillaires (Cohen and Mercer, 1993 ; Newell et al. 1995) (Figure 20).

I.6.1.b Migration du LNAPL à la surface de la nappe

Ainsi, les caractéristiques du LNAPL et du sous-sol régissent le transport du LNAPL. À l'échelle du pore, les paramètres de transport et de devenir du LNAPL contrôlent sa migration et sa distribution. À l'échelle macroscopique, la migration du LNAPL est beaucoup plus difficile à prévoir en raison de l'hétérogénéité du sous-sol par rapport à l'emplacement des déversements d'hydrocarbures (Cohen and Mercer, 1993).

Lorsque deux liquides immiscibles sont en contact, tel quel le LNAPL et l'eau, une énergie interfaciale existe entre les fluides, entraînant une interface physique. La tension interfaciale est l'énergie de surface à l'interface qui résulte des différences dans les forces

d'attraction moléculaire dans les fluides et à l'interface (Bear, 1972). La tension interfaciale peut immobiliser (piéger) le LNAPL dans les pores.

En général, plus la tension interfaciale est grande, plus la stabilité de l'interface entre les liquides est grande. La tension interfaciale est affectée par la température (Davis and Lien, 1993), les changements de pH et la présence de surfactants et de gaz dissous. Il s'agit d'un facteur important affectant la mouillabilité (Mercer and Cohen, 1990).

Burnett et al. (2005) ont montré que la mobilité potentielle et l'épaisseur apparente d'hydrocarbures augmentent lorsque le niveau de la nappe décroît. Cela suggère que bien qu'un panache de LNAPL puisse apparaître comme étant stable, sa migration peut se produire durant les périodes de faible niveau d'eau en raison de l'augmentation du drainage du LNAPL et d'épaisseurs d'hydrocarbures plus importantes. Lors de sa migration, la goutte de LNAPL est soumise à la gravité et aux forces de rétentions. Les fluides présents dans la porosité du sol se retrouvent alors en compétition avec le LNAPL migrant. Pour entrer dans un pore, la pression exercée par la goutte de LNAPL doit dépasser la pression d'entrée du pore en question.

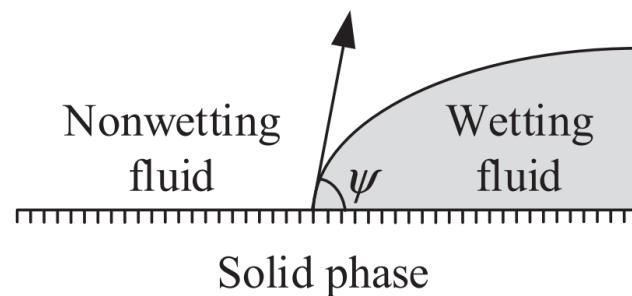


Figure 21 : Mouillabilité et angle de contact (Nakamura and Kikumoto, 2014)

Le LNAPL prend plus facilement la place de l'air que de l'eau à cause de la "mouillabilité" (Figure 21). Cette notion est le fait qu'un fluide mouillant (l'eau) occupe l'espace en contact avec les grains du sol et les pores les plus petits tandis que les fluides non mouillants (air, LNAPL) tendent à s'accumuler au centre des plus gros pores (Sahloul et al., 2002). Ceci explique également pourquoi le LNAPL peut rester bloqué dans les pores lors des opérations de dépollution et ne peut être récupéré en utilisant des techniques hydrauliques. La pression d'entrée des pores est calculée à partir de la tension interfaciale, de la mouillabilité, de la taille des pores et de la différence de masse volumique

$$h_{Nc} = \frac{2 \sigma \cos \Psi}{r(\rho_w - \rho_o)g} \quad (3)$$

où h_{Nc} désigne la pression d'entrée des pores pour un système LNAPL/eau (en m), σ est la tension interfaciale entre l'eau et le LNAPL (en N/m), $\cos \Psi$ est la mouillabilité (angle de contact du fluide mouillant), r est la taille du pore (en m), ρ_w and ρ_o sont respectivement la masse volumique de l'eau et du LNAPL (en kg/m³).

La loi de Darcy décrit la migration des fluides dans le milieu poreux sous certaines conditions et hypothèses d'un écoulement en régime stationnaire d'un fluide incompressible dans un milieu poreux. Cette loi est également applicable au LNAPL et devient :

$$q_o = K_o i_o \quad (4)$$

avec q_o la décharge spécifique (en m/s) comme fonction de la conductivité du LNAPL K_o (en m/s) et de i_o , le gradient du LNAPL (sans unité). Après avoir relié la conductivité du LNAPL à la perméabilité, l'équation (4) devient :

$$K_o = \frac{k_{ro} k \rho_o g}{\mu_o} \quad (5)$$

$$K_o = \frac{k_{ro} K_w \rho_o \mu_w}{\rho_w \mu_o} \quad (6)$$

La première équation (5) relie la conductivité de l'huile K_o (en m/s) à la perméabilité relative du LNAPL k_{ro} , la perméabilité intrinsèque du milieu poreux k (en m²) et μ_o la viscosité du LNAPL (en m²/s) tandis que la seconde équation (6) relie la conductivité du LNAPL à la perméabilité relative du LNAPL k_{ro} , la conductivité hydraulique saturée K_w (en m/s) et les viscosités du LNAPL μ_o et de l'eau μ_w (en m²/s). Tous ces paramètres interviennent au même ordre de grandeur dans l'équation 6. Cependant, les variations intrinsèques de la densité et de la viscosité du LNAPL sont minimales face aux variations intrinsèques de perméabilité relative. Ainsi, une augmentation de la perméabilité relative du LNAPL augmente la conductivité du LNAPL ainsi que son débit potentiel tandis que des changements de viscosité et de densité n'auront pas autant d'impact sur la valeur de conductivité du LNAPL. Ces équations sont importantes pour la prédiction de la mobilité du LNAPL.

1.6.1.c Saturation en LNAPL

Le LNAPL et l'eau coexistent dans les pores et la saturation relative de l'eau et du LNAPL varie avec la profondeur. Le LNAPL est réparti verticalement à des saturations (toujours moins de 100%) non uniformes, et contrôlées par les hétérogénéités du sol (Figure 22). Pour une épaisseur de LNAPL donnée (dans un puits), la saturation et les volumes de LNAPL sont différents pour des types de sols différents : plus grands pour des sols aux grains plus grossiers). Pour un type de sol donné, plus l'épaisseur de LNAPL dans le puits est grande, plus la pression capillaire est élevée, plus la saturation au LNAPL est grande.

En raison de la fluctuation de la nappe phréatique, le LNAPL n'est pas une phase 100% mobile continue (Blondel et al. 2014). Il s'agit plus probablement d'un mélange d'air, d'huile, d'eau et de vapeur dont le rapport d'hydrocarbures dépasse rarement 50 % (Atekwana and Atekwana, 2010 ; Sauck, 2000). Les produits en phase mobile (LNAPL et DNAPL) peuvent être piégés dans le sol et ne sont pas déplacés en raison des forces

gravitationnelles (Atekwana and Atekwana, 2010 ; Ajo-Franklin et al., 2006 ; Johansson et al. 2015).

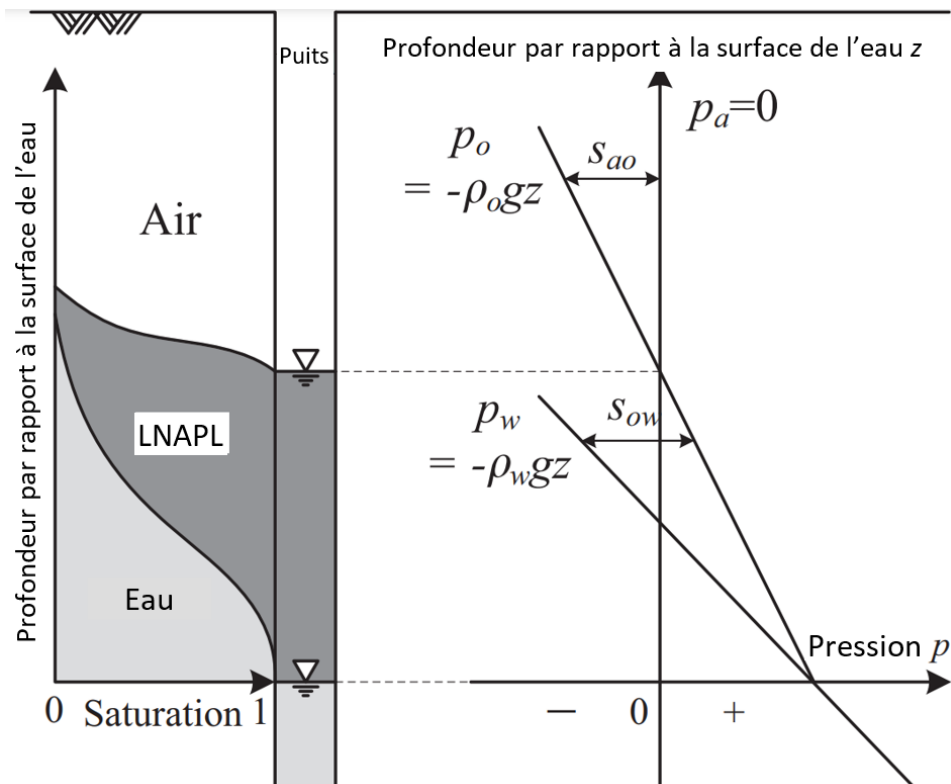


Figure 22 : Aperçu des expériences de colonnes de drainage par gravité et distribution supposée de la pression (modifié de Tanahshi et al. 2006)

La fluctuation annuelle de la nappe phréatique de plusieurs décimètres entraîne un étalement du LNAPL qui recouvre la matrice. Lorsque la nappe phréatique s'abaisse, une zone de saturation résiduelle en LNAPL est créée ; c'est ce qu'on appelle la « smear zone ». Habituellement, les populations microbiennes les plus élevées et dégradant les hydrocarbures sont situées dans les phases immobile et mobile au-dessus de la nappe phréatique (Atekwana and Atekwana, 2010 ; Atekwana et al., 2004 ; Atekwana et al., 2004b). Selon Lee et al. (2001), il est probable que la fluctuation de la nappe phréatique étale le LNAPL et le rende biodisponible.

L'épaisseur apparente de LNAPL dans un puits est liée aux conditions hydrogéologiques et aux caractéristiques du LNAPL et du sol. Les fluctuations de la nappe phréatique, en lien avec la saisonnalité, les coefficients de marée et les fluctuations bijournalières, influencent la présence de LNAPL en phase mobile dans le sol et dans les puits. Les changements d'épaisseurs observables dans les puits sont le résultat de changements dans la distribution verticale des saturations en LNAPL et n'indiquent généralement pas de changement dans l'étendue latérale de la lentille de LNAPL (Marinelli and Durnford, 1996).

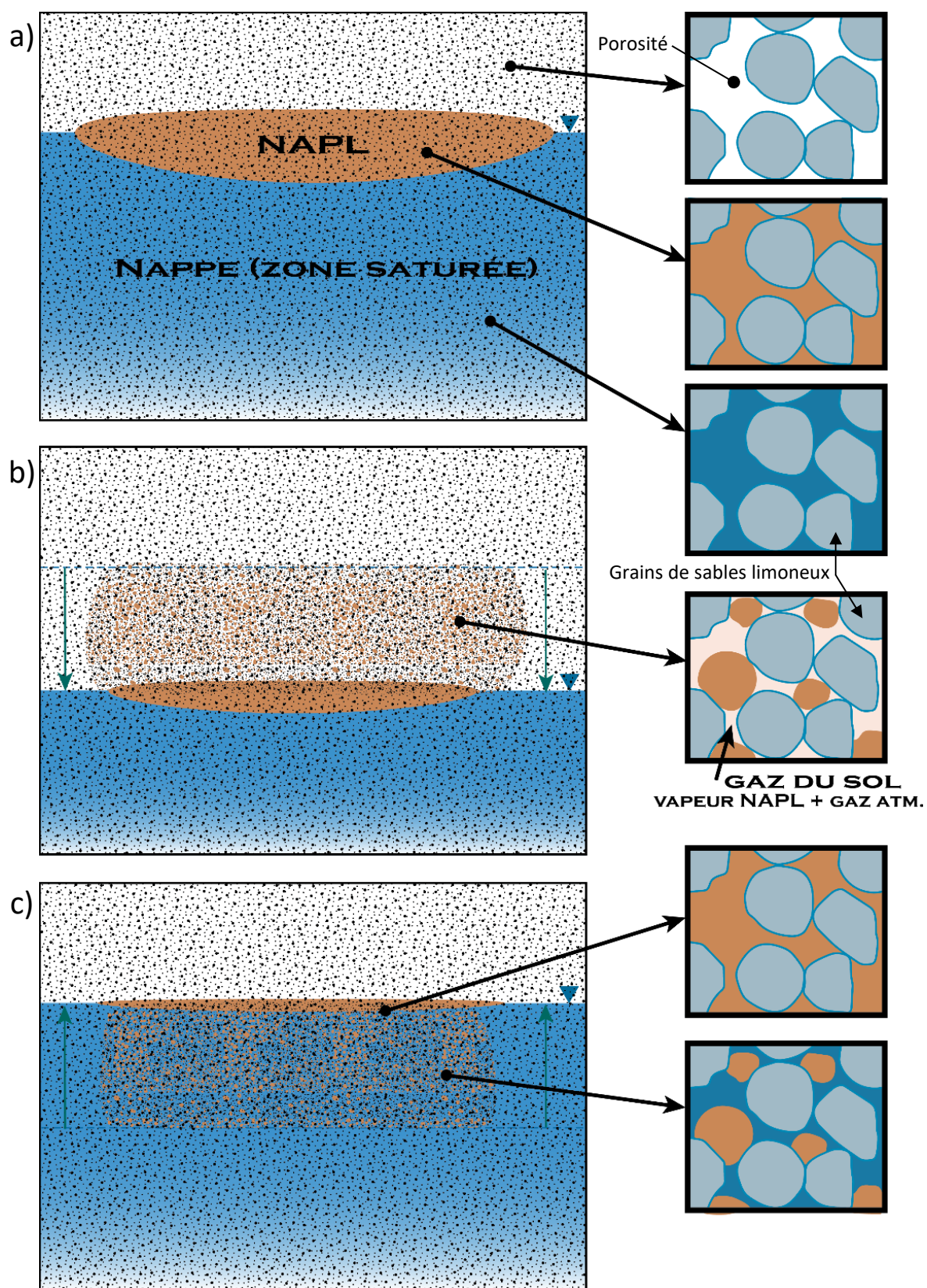


Figure 23 : Etalement du LNAPL dans la zone de battement de nappe (adapté de Colombano et al. 2008). Le cas a) présentant un site contaminé par une forte pollution en LNAPL à l'état d'équilibre. Le cas b) est un cas de marée descendante faisant suite à une contamination au LNAPL (cas a) avec un étalement du LNAPL sur la zone de battement de nappe. Le cas c) est le cas d'une remontée de nappe faisant suite à une descente de nappe (cas b) et le piégeage des gouttelettes de LNAPL potentiellement mobile dans la porosité.

L'épaisseur de LNAPL apparente dans un puits est communément exagérée, comparée à l'épaisseur de NAPL mobile dans le sol (Figure 22). En aquifère non confiné et soumis à la marée, comme c'est le cas sur le terrain d'étude, l'épaisseur de LNAPL dans un puits est corrélée de façon négative à la hauteur de l'aquifère. L'épaisseur de LNAPL dans les puits augmente lorsque la nappe phréatique s'abaisse. A l'inverse, à mesure que la nappe phréatique monte, le LNAPL est piégé dans le sol et son épaisseur apparente dans le puits diminue (Figure 23) avec du LNAPL potentiellement mobile qui se retrouve piégé dans la porosité à cause de l'augmentation des forces de rétention. "Lorsque les conditions d'aquifères non confinés sont à l'équilibre, l'épaisseur de LNAPL dans les puits correspond étroitement à l'épaisseur d'équilibre de LNAPL mobile dans le sol à proximité du puits" (ITRC, 2009).

Le marnage bijournalier entraîne l'étalement du LNAPL sur la zone de battement de nappe en fonction des mouvements de nappe. Dans le cas du site de Petit-Couronne, avec les variations décrites plus haut, il est essentiel de caractériser les épaisseurs de LNAPL dans les puits, en suivant leurs niveaux durant une longue période, afin de s'affranchir de l'impact de la marée sur les épaisseurs de LNAPL dans le sol.

I.6.2. Caractérisation des LNAPL dans les puits

L'ensemble des mesures réalisées manuellement depuis 2016, a permis d'identifier les ouvrages piézométriques qui présentent régulièrement du LNAPL (P03, P07, P16, P19, P22, Pz1, Pz2, Pz3, S1A, S1B, B2, B4). Il est important de rappeler que les ouvrages piézométriques ne sont pas tous identiques en termes de diamètre ni de crépine, ce qui peut avoir une incidence sur les comportements des hydrocarbures. De plus, certains puits ont été régulièrement pompés et/ou écrémés, tandis que d'autres ont été peu suivis ni entretenus, du fait des faibles épaisseurs de LNAPL visibles dans ces puits.

Les puits des zones d'intérêt de l'étude, définies au I.4.1 (Figure 14), ont été suivis à l'aide d'un couple de sondes M5 afin de caractériser en continu les variations d'épaisseurs de LNAPL en lien avec la hauteur de la nappe. Les épaisseurs d'huile ont ainsi été enregistrées pendant plus d'un mois afin de couvrir un cycle lunaire entier (Figure 24). Les mesures ont été faites avec un pas de temps de 1 minute et validées par mesures manuelles à l'aide d'une sonde interface deux fois par semaine. Ces variations, conformément à ce qui a été montré sur d'autres lieux d'études, montrent une corrélation très élevée, entre la profondeur de la nappe et l'épaisseur de LNAPL dans les ouvrages piézométriques, avec un R^2 de 0,8. La profondeur de la nappe étant étroitement liée aux coefficients du cycle de marées, il est possible d'anticiper les périodes où il y aura le plus de LNAPL dans les puits. Le suivi a notamment mis en avant la forte arrivée de LNAPL dans les périodes de mortes-eaux (Figure 24 et Figure 25).

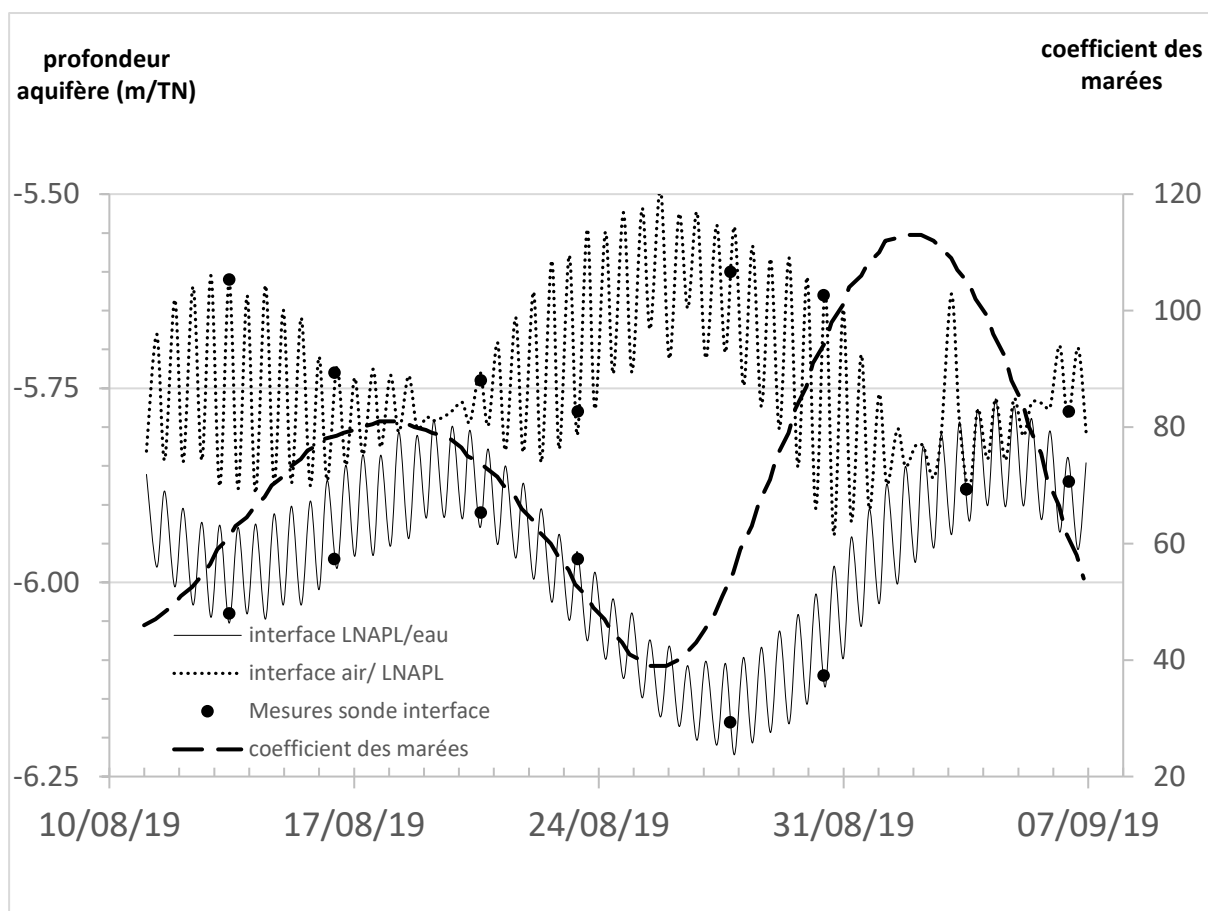


Figure 24 : Suivi temporel des interfaces air/LNAPL et LNAPL/eau mesurées dans un puits (P16) de la zone d'étude (mesure toutes les minutes durant 28 jours) par rapport aux coefficients de marées. L'épaisseur de LNAPL est représentée par la distance entre les deux courbes correspondant aux interfaces. Des mesures similaires ont été réalisées dans d'autres puits de la zone étudiée.

Les épaisseurs obtenues (Figure 25) doivent être ensuite traduites en termes d'épaisseurs équivalentes dans les sols à l'aide du logiciel LDRM. LDRM est un logiciel développé par l'API (*American Petroleum Institute*). Il permet de calculer le volume spécifique de NAPL mobile et immobile dans les sols en régime statique. Ce volume représente la quantité d'hydrocarbures présents sur l'intégralité de la lentille de LNAPL (API Publication 4760, 2007). En régime statique, elle est reliée à la quantité d'hydrocarbures présents dans les puits. Il est à noter que les résultats des calculs sont à considérer avec précaution étant donné que des hypothèses de calculs du logiciel LDRM ne sont pas respectées avec les variations de marées qui influent sur les niveaux et génèrent une situation pseudo-statique.

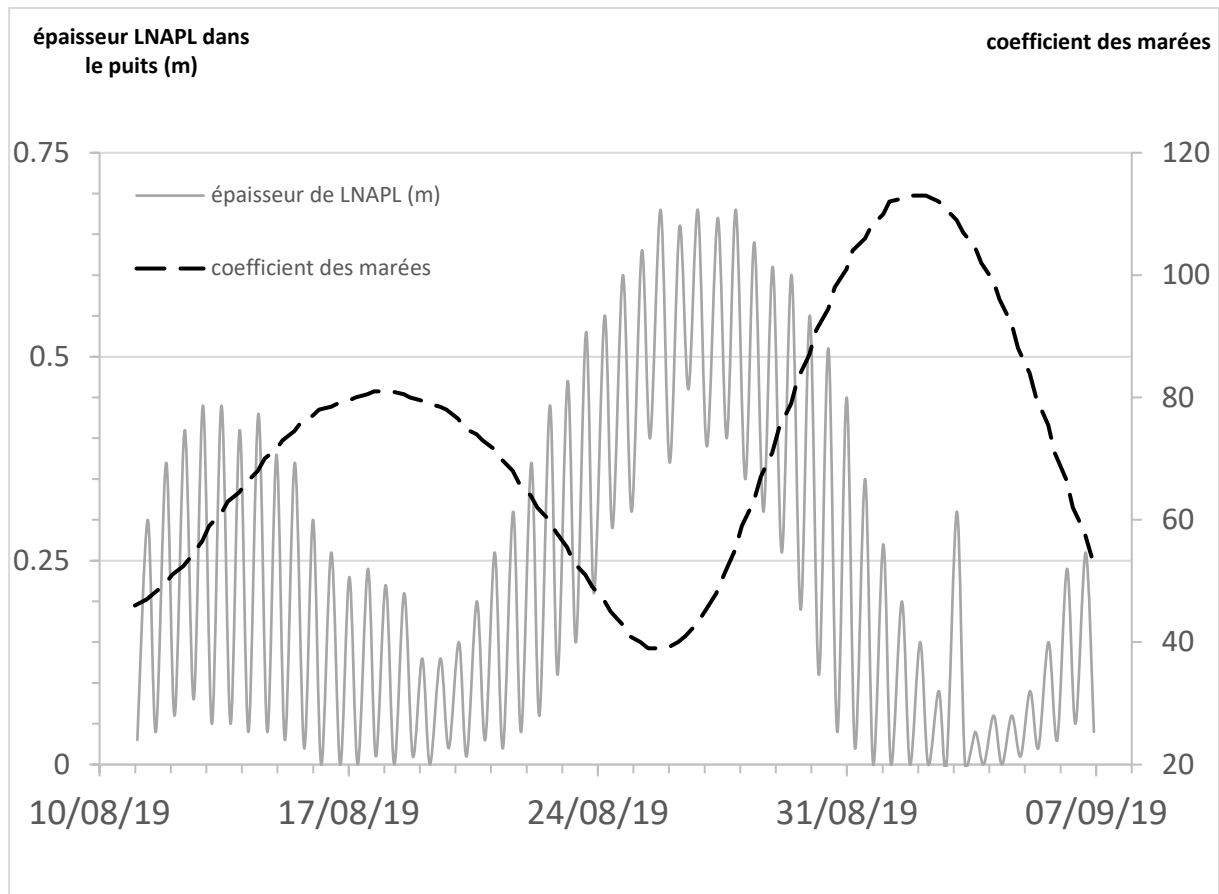


Figure 25 : Suivi temporel de l'épaisseur de LNAPL dans un puits de la zone d'étude, par rapport aux coefficients de marnage.

Une série de calculs réalisés sur LDRM à partir des données de la Figure 25 provenant de l'ouvrage piézométrique P16, indiquant que l'épaisseur calculée de NAPL mobile dans les sols serait environ 4 fois inférieure à celle mesurée dans l'ouvrage piézométrique. La valeur moyenne mesurée dans P16 de 0,49 m, représenterait l'équivalent de 12 cm de LNAPL mobile dans le sol.

I.7 Discussions

I.7.1 Impact des techniques de sondages

Dans le cadre des différentes campagnes de diagnostic réalisées par ANTEA (en 2014) et GOLDER (en 2015) et dans le cadre de ce projet de recherche, 19 sondages ont été réalisés à proximité de la zone d'étude. Cependant, les techniques de sondage et de prélèvement étant différentes, selon le cadre de leurs réalisations (ANTEA et ce projet de recherche : sondage carotté ; GOLDER : tarière). Cela entraîne des variations sur la représentativité des mesures entre les différentes campagnes d'échantillonnage. Un sondage carotté permet de remonter en surface des échantillons de sol non remaniés ce qui permet d'avoir une meilleure précision de profondeur par rapport aux sondages à la tarière qui remontent des échantillons stratigraphiquement modifiés. Plus les sondages carottés ont un diamètre large, plus ils remontent des échantillons exploitables, par la grande quantité de sols utilisables pour les différentes analyses, mais également pour une meilleure étude de la granulométrie. Cependant, un gros diamètre de sondage carotté n'est pas toujours adapté à la géologie de la zone d'étude, car la probabilité de rencontrer de gros blocs (silex, graves) est accrue.

I.7.2 Diamètres des ouvrages piézométriques

Les ouvrages piézométriques ne sont pas identiques en termes de diamètre, ce qui peut avoir une incidence sur les épaisseurs observées. De plus, en l'absence d'information sur la taille des espaces annulaires, ceux-ci seront supposés de dimensions proportionnelles aux diamètres des ouvrages piézométriques.

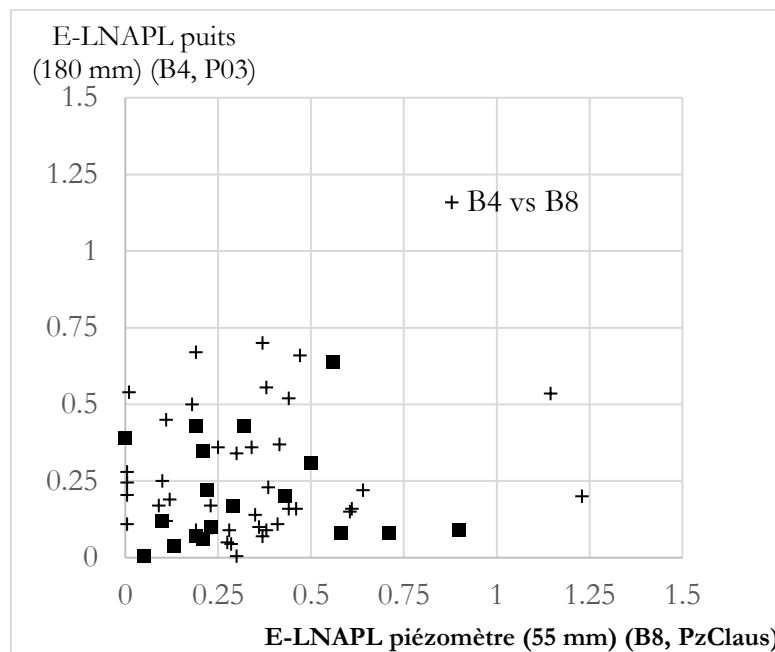


Figure 26 : Comparaisons des épaisseurs de LNAPL (E-LNAPL) en fonction de leur diamètre et dans des ouvrages piézométriques voisins (1mètre de distance).

En particulier, les piézomètres notés « Pz1 », « Pz2 » sont des ouvrages piézométriques anciens, de petit diamètre (55 mm), dont le comportement semble être différent des autres ouvrages piézométriques aux diamètres supérieurs. En effet, si des incertitudes persistent sur l'impact réel du diamètre de l'ouvrage piézométrique et son installation (crépine, matériaux de remplissage de l'espace annulaire), des rapports de terrain indiquent des épaisseurs de LNAPL plus grandes dans les piézomètres (de plus faible diamètre) que dans les puits. Les mêmes observations ont été faites sur la zone d'étude qui comporte deux zones avec un puits et un piézomètre situés à environ un mètre l'un de l'autre (PzClaus et P03 ; B4 et B8), sans toutefois qu'il n'y ait de relation linéaire entre les épaisseurs observées (Figure 26).

I.7.3 Pollution dissoute dans la nappe

L'échantillon d'eau prélevé dans un puits réalisé dans le cadre du projet a révélé des valeurs de concentrations en hydrocarbures dissous relativement faibles comparées aux valeurs estimées par le BRGM dans son « Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes » (2001).

	Solubilité établie par le BRGM (mg/l)	Mesure terrain (mg/l)
TPH-aliphatique	C5-C6 : 3 à 30 C9 : 0,07 C12 : 0,007	C5-C6 : <0.006 C12-C16 : 1,61 Total : 5,7
TPH-aromatique	Non définie	2.97
HAP	pour les légers : 1 à 30 pour les plus lourds : 0,001 à 1	0,0068
BTEX	Non définie	0,44

Tableau 3 : Comparaison des valeurs de composés dissous dans l'eau entre le guide du BRGM et les mesures sur un échantillon du projet de recherche.

Alors que le rapport du BRGM indique que les fractions d'hydrocarbures les plus solubles sont celles qui sont les plus légères, l'analyse de l'échantillon indique que les hydrocarbures dissous sont très largement majoritaires dans les tranches C12-C16 et C16-C21. De plus, les HAP et BTEX sont dissous en très faibles proportions dans l'aquifère de la zone étudiée. Plusieurs facteurs peuvent expliquer de faibles concentrations d'hydrocarbures dissous selon Newell et al. (1995) : la variabilité de subsurface de la distribution du LNAPL ; un écoulement non uniforme des eaux souterraines (Cohen et al ; 1992) ; ou encore le déséquilibre de dissolution (Powers et al., 1991) ; ou encore de la biodégradation différentielle des fractions légères de LNAPL (Yadav et al. 2009 ; Yadav and Hassanizadeh, 2011). La forte hétérogénéité de la répartition du LNAPL dans certains

puits et pas dans d'autres pourtant très proche (Figure 14) semble indiquer que la variabilité de subsurface de la distribution du LNAPL est responsable des faibles teneurs en hydrocarbures dissous.

I.7.4 Corrélation entre hauteur de nappe et épaisseur de LNAPL

Lors des campagnes de mesures de suivi de niveau piézométrique, la corrélation entre le niveau piézométrique dans les ouvrages piézométriques de la zone d'étude et le niveau de la zone maritime de la Seine situé à 500 m était très mauvaise, en dépit de l'absence de précipitations ($R^2 < 0,3$). Les mesures ne permettaient pas de faire ressortir le comportement de l'aquifère réagissant avec un léger retard aux influences de marnage de la Seine. Le suivi mensuel des ouvrages piézométriques a été réalisé, permettant de s'assurer de la détermination complète de leurs réponses aux variations du cycle lunaire.

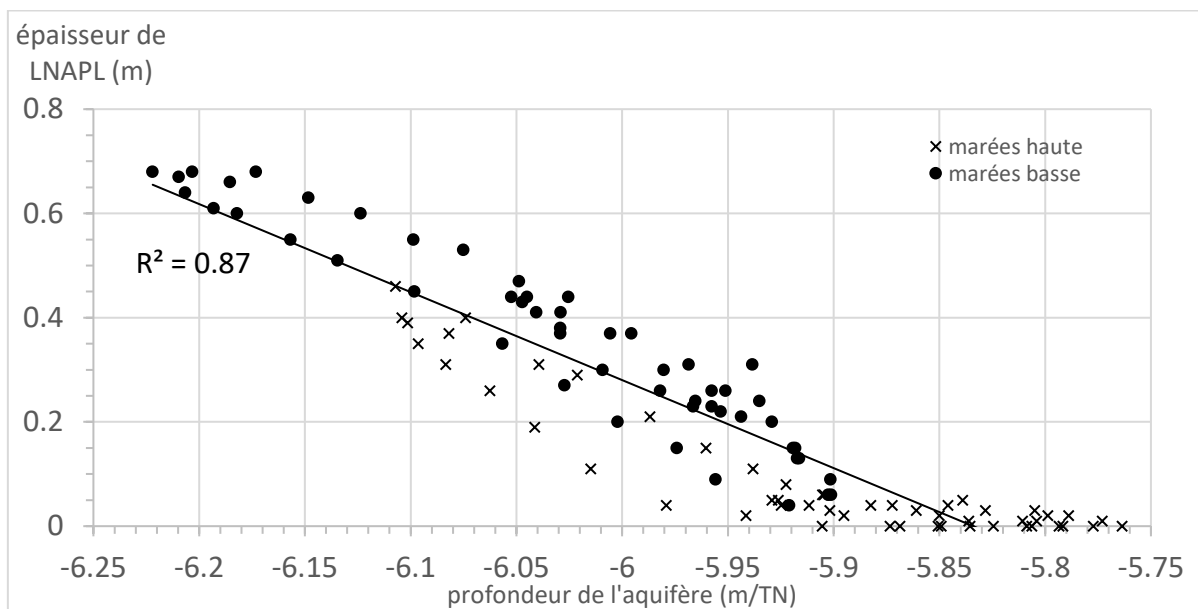


Figure 27 : Comportement de l'épaisseur de LNAPL dans le puits par rapport à la hauteur de l'aquifère

En extrayant les données des extremums locaux liés aux marées hautes et basses, la corrélation entre les épaisseurs de LNAPL et les profondeurs de nappe est encore mieux établie ($R^2 = 0,87$) qu'en regardant les données minute par minute sur 1 mois avec notamment une rupture de pente apparente indiquant un changement de comportement lorsque les marées hautes et basses sont au-dessus -5,93 m/TN. En effet, les épaisseurs de LNAPL dans les puits sont en corrélation avec le niveau de la nappe lorsque ce dernier est inférieur à -5,93 m, dans le cas du puits présenté. Au-dessus, la corrélation est moindre (Figure 27).

Cette profondeur est propre à chaque ouvrage piézométrique et il n'est possible de la visualiser que si les variations de niveau de nappe l'encadrent.

Eléments clés du chapitre I :

Les principales conclusions tirées de la synthèse des données sont les suivantes :

- La zone Claus présente des sols à faciès variables (hétérogénéité latérale et verticale) allant des limons argileux aux sables grossiers sur une épaisseur d'environ 8 à 10 m. En dessous on trouve de la craie plus ou moins compacte. La perméabilité des alluvions est comprise entre 10^{-6} m/s et 10^{-2} m/s d'après les analyses sur des échantillons en laboratoire.
- Les niveaux de la nappe alluviale de la Seine fluctuent généralement entre -4 et -6 m/TN durant l'année, et dépendant des saisons et des marnages ;
- Un suivi durant une plus longue période (un cycle lunaire), à l'aide de sondes de pression Levelogger, a permis d'extraire un comportement bicyclique du niveau piézométrique en lien avec les coefficients de marée de la Seine. Les niveaux piézométriques de l'aquifère des alluvions varient de manière bijournalière de 6 à 19 cm, en réponse aux variations de la Seine (2,45 m à 3,94 m) située à 500 m à l'ouest, mais les plus grosses variations sont en lien avec le cycle lunaire et les variations des coefficients de marée (jusqu'à 45 cm). Les écoulements latéraux de l'aquifère de la craie (en direction de la Seine) ont été négligé dans cette étude.
- Du LNAPL a été observé régulièrement (80 à 100% du temps) sur une dizaine d'ouvrages piézométriques (épaisseur moyenne 0,30 m et maximale supérieure à 1,5 m), parmi les puits suivis depuis 2016. La densité du LNAPL est de l'ordre de 820 kg/m^3 et la viscosité dynamique de $5 \text{ mm}^2/\text{s}$. D'après les coupes pétrolières, le produit est un mélange gasoil/essence assez peu dégradé.
- Un suivi longue durée des quantités de LNAPL dans les puits a permis de mettre en avant une corrélation négative entre la profondeur de la nappe et l'épaisseur de LNAPL dans les puits. Ainsi, un apport marqué de LNAPL dans les puits a été observé lorsque la profondeur de l'aquifère est supérieure à une profondeur identifiée comme critique (-5,93m dans le cas du puits présenté). Cette accumulation de LNAPL est d'autant plus grande que les coefficients de marée sont en période de mortes-eaux.

Chapitre II : caractérisation hydrodynamique

La caractérisation hydrodynamique d'une zone est habituellement réalisée par le biais de pompages. Le concept fondamental de l'essai de pompage est le suivant : l'eau est extraite d'un puits ou d'un forage, faisant ainsi baisser le niveau d'eau. Le niveau d'eau dans le forage d'extraction et le débit de pompage sont observés pendant un certain temps, de même que divers autres paramètres, lorsque c'est possible (par exemple, les niveaux d'eau dans des forages d'observation). La manière dont le niveau d'eau réagit au pompage est ensuite analysée pour en tirer des informations sur les propriétés hydrauliques de l'aquifère.

A partir de ces informations, il est possible de déduire les propriétés hydrauliques de l'aquifère. Les essais de pompage sont la seule méthode servant à déterminer, in situ, les propriétés hydrauliques de l'aquifère, telles que la transmissivité et le coefficient d'emménagement. Les observations des rabattements induits dans les puits d'observations par le pompage peuvent être interprétées simultanément afin de prendre en considération toutes les informations disponibles. En multipliant les points de pompages, on multiplie les informations de rabattement et le croisement d'information. Ces pompages sont appelés pompages croisés. L'évaluation des propriétés hydrauliques souterraines à l'échelle du terrain est une étape critique pour la sélection et la mise en œuvre d'un protocole d'assainissement efficace pour les aquifères contaminés. Généralement, ces propriétés sont obtenues à partir de l'analyse du signal hydraulique en réponse à l'extraction d'eau d'un puits de pompage (Butler 2005 ; Batu 1998 ; Neuman and Witherspoon 1972 ; Le Borgne et al. 2004 ; Li et al. 2008 ; Wen et al. 2010).

II.1 Etat de l'art de la caractérisation hydrodynamique

II.1.1 Généralité

En général, la caractérisation hydrodynamique des propriétés hydrauliques des aquifères (conductivité hydraulique K et coefficient d'emménagement S) est effectuée au moyen d'essais de pompage classiques dans lesquels les formulations analytiques des équations d'écoulement des eaux souterraines, soit en régime transitoire, soit en régime permanent, sont utilisées pour interpréter les réponses piézométriques provoquées par l'extraction d'eau, afin de dériver une valeur moyenne de la diffusivité hydraulique (Theis 1935 ; Hantush 1961a, b). Les algorithmes d'inversion peuvent être déterministes ou stochastiques. Ils reposent tous deux sur un processus itératif, dans lequel les équations d'écoulement des eaux souterraines (problème avancé) sont résolues numériquement à chaque itération, afin d'évaluer l'inadéquation entre le rabattement hydraulique observé et prévu (Huang et al., 2004).

L'applicabilité et l'efficacité des processus de dépollution sont fortement dépendantes de la dynamique de l'aquifère, soit, en d'autres termes, de la conductivité hydraulique des sols. La conductivité hydraulique est un coefficient qui répond aux propriétés du milieu poreux dans lequel l'écoulement a lieu (granulométrie et forme des grains, répartition et force des pores) des propriétés du fluide concerné par les écoulements (viscosité, masse volumique) et de la saturation du milieu poreux.

L'approche est principalement basée sur la mise en place d'un code d'optimisation pour trouver la distribution spatiale des propriétés hydrauliques capable de reconstituer tous les enregistrements de données hydrauliques collectées lors des essais de pompage.

II.1.2 La tomographie pour la caractérisation des aquifères pollués

Illman et al. (2010) montrent et soulignent qu'une imagerie spatiale précise des propriétés hydrauliques est la clé d'une meilleure prédiction du transport des contaminants dans les aquifères contaminés hétérogènes. Ces prédictions représentent la base pour la conception de protocoles de remédiation pour les sites pollués. Ainsi, la caractérisation des propriétés hydrauliques en champ contaminé représente une problématique de recherche spécifique pour plusieurs articles récents (Wagner 1992 ; Rasmussen et al. 2003 ; Berg and Illman 2013 ; Hochstetler et al. 2016 ; Fischer et al. 2020).

Cependant, l'utilisation du test de pompage classique nécessite un prélèvement important de volumes d'eau afin de générer des rabattements mesurables qui se traduisent par des surcoûts de traitement ou de stockage de ces quantités d'eau polluée (Fischer et al. 2020).

La tomographie hydraulique a été largement explorée au cours des dernières décennies pour identifier les caractéristiques hydrauliques des aquifères avec diverses conditions hydrogéologiques (Yeh and Liu, 2000 ; Zhu and Yeh, 2005 ; Bohling et al. 2007 ; Illman et al. 2009 ; Cardiff et al. 2009 ; Berg and Illman, 2015 ; Fischer et al. 2017). L'écoulement des eaux souterraines et la migration des panaches de contaminants (Illman et al. 2010) sont, entre autres, conditionnés par l'hétérogénéité spatiale de la conductivité hydraulique qui peut varier de plusieurs ordres de grandeur au sein même d'une formation géologique. Ainsi, la caractérisation des propriétés hydrauliques en champ contaminé représente une problématique de recherche spécifique pour plusieurs articles récents par la nécessité de réduire la quantité d'eau extraite par pompage (Wagner 1992 ; Rasmussen et al. 2003 ; Berg and Illman 2013 ; Hochstetler et al. 2016).

La conductivité hydraulique de la zone étudiée peut également être affectée par des impacts anthropiques, tels que des fondations en béton, recoupant les aquifères peu profonds (De Clercq et al., 2020).

II.1.3 Régimes de pompages croisés

L'outil de tomographie hydraulique apparaît comme une option intéressante et pertinente pour traiter les aquifères hétérogènes, à travers une interprétation conjointe d'un jeu de données piézométriques, associé à de multiples essais de pompage, menés successivement sur différents puits (Kitanidis, 1997 ; Le Borgne et al., 2004, Yeh and Lee 2007, Li et al., 2008). Le champ de conductivité hydraulique, fourni à partir d'une technique de tomographie hydraulique, est le résultat d'un algorithme d'optimisation, également appelé « algorithme inverse » dans lequel ce champ a été choisi grâce à sa capacité à correspondre aux données de rabattement observées.

II.1.3.a Ajout de données a priori pour la caractérisation hydrodynamique.

Au cours des dernières décennies, des efforts ont été faits pour traiter les incertitudes du problème inverse via l'incorporation d'informations complémentaires sur les paramètres inconnus afin de générer un modèle réaliste (Zhou et al., 2014). Ces informations supplémentaires sont appelées « données a priori » et peuvent être déduites de diverses manières telles que : la caractérisation géologique (par exemple, des diagraphies lithostratigraphiques, des analyses granulométriques sur les carottes de sol) (Jardani et al., 2012), des investigations hydrogéologiques (test au perméamètre sur les carottes de sol, des expériences de traceurs et de *slug tests*) (Sanchez-León et al., 2016) et des prospections géophysiques (Tomographie par résistivité électrique (ERT), électromagnétique à très basse fréquence (VLF ou TDEM), Géoradar (GPR) et Méthodes sismique) (Hyndman et al., 1994 ; Jardani et al., 2012). Parmi ces tentatives, Soueid Ahmed et al. (2015) ont utilisé la géométrie des structures géologiques identifiées par tomographie géophysique comme information a priori dans l'inversion des données d'essais de pompage, pour imager les paramètres hydrauliques. Bohling et al. (2007) ont appliqué une tomographie géoradar à puits croisés, pour délimiter la forme des principaux hydro-faciès dans lesquels les valeurs de conductivité hydraulique ont ensuite été déterminées en analysant les données d'essais de pompage. Des tomogrammes de vitesse GPR ont été utilisés pour étayer les données de test de traceur, pour la prédiction des propriétés hydrauliques (Dafflon and Barrash, 2012). Jardani et al. (2013) ont combiné les données ERT, de potentiel propre et de concentration en sel, acquises lors d'un test de traceur de sel pour cartographier le champ de conductivité hydraulique. Pollock and Cirpka (2010) ont couplé l'inversion hydrogéophysique à des expériences de traceur de sel synthétique. Doetsch et al., (2010) ont proposé une inversion conjointe à gradient croisé de sismique invasive, ERT et radar pour récupérer les principales unités géologiques d'un aquifère fluvial et leurs paramètres pétrophysiques, comme la porosité. Gernez et al. (2019) ont lié les modèles anisotropes de la résistivité électrique inversée à la distribution spatiale de la conductivité hydraulique dans un aquifère alluvial.

II.1.3.b Intérêt du pompage croisé en régime harmonique

Rasmussen et al. (2003) ont élaboré un système de pompage-injection, dans lequel l'eau pompée est stockée dans un réservoir, avant d'être réinjectée dans la nappe. Ce système génère un signal de sollicitation oscillatoire, avec des taux de pompage variant entre des extrema positifs et négatifs, ce qui induit une ondulation du niveau de la nappe phréatique. Une telle oscillation de la nappe phréatique peut également être générée sans pompage, en déplaçant un volume à l'interface air-eau dans un puits (Gultinan and Becker, 2015).

L'utilisation de vitesses oscillantes, au lieu de vitesses constantes, lors des essais de pompage, pour la caractérisation de la distribution des propriétés du champ, a suscité une attention particulière (Lavenue and de Marsily 2001 ; Cardiff et al. 2013 ; Rabinovich et al. 2015 ; Zhou et al. al. 2016, D'Oria et al. 2018). Ces taux oscillatoires génèrent des réponses oscillatoires sur le niveau hydraulique. Ces réponses oscillatoires peuvent être facilement extraites des autres réponses et bruits dans les mesures (Bakhos et al. 2014 ; Cardiff and Slayer 2016). Ensuite, la décroissance d'amplitude et le déphasage du signal entre un point de mesure et le point de pompage permettent d'évaluer les informations sur les propriétés du sous-sol (Fischer et al., 2020).

II.2 Matériel et Méthodes

Les différents pompages utilisés pour une caractérisation hydrodynamique des propriétés de l'aquifère sont détaillés dans la section suivante. Tous les suivis piézométriques sont réalisés grâce à des sondes Levelogger M5 programmées avec un pas de mesure de la hauteur de la colonne d'eau fixé à 1 seconde. Les mesures de débit sont réalisées via d'un débitmètre électromagnétique à lecture instantanée. Un certain nombre d'hypothèses est nécessaire pour l'interprétation des pompages :

- Aquifère isotrope, homogène et d'épaisseur constante dans la zone étudiée ;
- Puits crépiné sur toute la hauteur de l'aquifère et écoulement horizontal de l'eau sur toute l'épaisseur de la nappe ;
- Surface piézométrique horizontale avant le pompage

L'aquifère étudié étant sous influence maritime avec les marnages de la Seine, il est important de planifier les pompages par rapport à la sinusoïde de la marée. En effet, afin de pouvoir extraire le plus précisément possible les données de pompage, le pompage est planifié dans la portion la moins incurvée de la courbe de la marée et préférentiellement lors de la marée descendante, qui génère une portion linéaire plus longue que la marée montante.

II.2.1 Le pompage de caractérisation à débit constant

L'évaluation des caractéristiques hydrauliques de l'aquifère peut être effectuée par un test de pompage longue durée et à débit constant. La durée du pompage est suffisamment longue pour que les niveaux hydrauliques de l'aquifère soient à l'équilibre (ou proches) en tout point. Le gradient hydraulique et l'évolution des rabattements mesurés dans les puits sont constants. Ce temps a été fixé à 3 h 30 dans le cadre du projet de recherche. Le débit de pompage est choisi afin de produire un rabattement suffisant à la caractérisation, mais ne dénoyant pas le puits.

Dans le cas d'un pompage en régime permanent, en nappe à surface libre (hydrodynamique en fluctuations libres), la valeur de la transmissivité hydraulique est obtenue grâce à des équations analytiques par la méthode de Thiem-Dupuit (Kruseman et al. 1974).

$$Q = 2 \pi r K h \frac{dh}{dr} \quad (7)$$

Par intégration entre les rabattements respectif h' et h'' aux distances r' et r'' :

$$K = \frac{Q \ln\left(\frac{r''}{r'}\right)}{\pi (h'{}^2 - h''{}^2)} \quad (8)$$

avec Q le débit de pompage (en m^3/s) et K la perméabilité du terrain (en m/s).

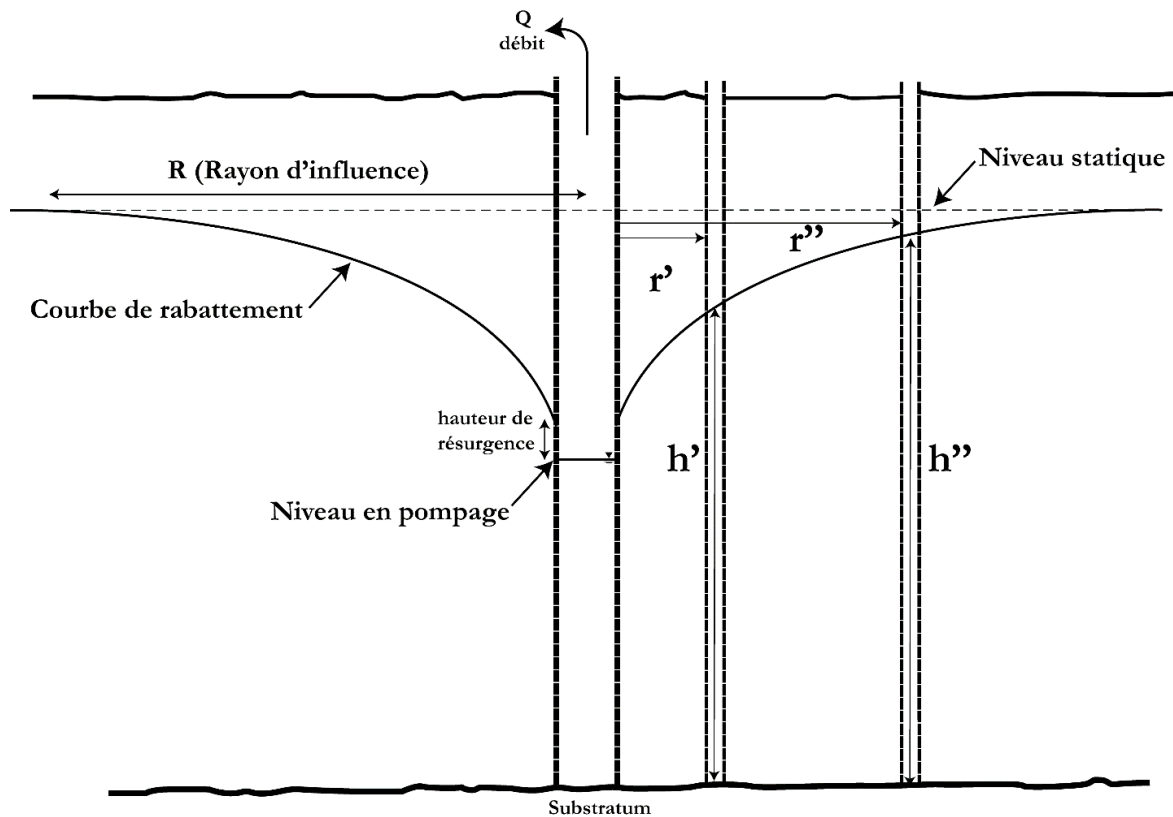


Figure 28 : Schéma de la réponse d'une nappe libre à un pompage à débit constant

Une fois la conductivité hydraulique du milieu calculée, il est possible d'en déduire le rayon d'action du pompage grâce à l'équation précédente (8) (Figure 28).

Ces calculs de pompage utilisent des formulations analytiques des équations d'écoulement d'eau souterraine (Darcy), que ce soit dans les états transitoires ou stables, et sont utilisés pour interpréter les réponses piézométriques au pompage de l'eau, afin d'en extraire une valeur moyenne de la conductivité hydraulique de la zone étudiée (Theis 1935, Hantush 1961a, 1961b, Dross et al. 2011).

II.2.2 Pompage par paliers

Les pompes par paliers sont des essais de pompage de courte durée, permettant d'évaluer la performance d'un puits. Le pompage par paliers est réalisé en appliquant des débits croissants et à durée constante.

Les tests consistent en 3 à 5 pompes à débits différents et suffisamment espacés dans le temps pour que la nappe retrouve son niveau d'équilibre initial. Dans le cadre du projet de recherche, le réglage des débits est réalisé grâce à un variateur de fréquence (ATV12 Schneider Electric Altivar), connecté à une pompe produisant un débit nominal de fonctionnement de $5 \text{ m}^3/\text{h}$ à 21m. Le variateur de fréquence permet de changer la fréquence du moteur de la pompe entre 15 et 60 Hz.

Le premier pompage est réalisé à une fréquence de 15 Hz. Durant le pompage, un suivi de la profondeur de la nappe est réalisé à l'aide d'une sonde interfaciale manuelle, afin de déterminer le rabattement obtenu. Après 30 minutes de pompage, la pompe est arrêtée, laissant la nappe remonter à un niveau d'eau stabilisé.

En fonction du rabattement de la nappe mesuré précédemment, la valeur de la fréquence est augmentée par paliers (augmentations de 2,5 à 10 Hz) de débits en répétant l'opération tout en faisant attention à ne pas dénoyer le puits (le vider de son eau), ce qui serait dommageable pour la pompe. Le débit du palier est dépendant de la profondeur du puits et du rabattement observé.

Une fois les pompages réalisés, les données enregistrées par la sonde Levelogger M5 sont extraites et traitées par le logiciel OUAIP, développé par le Bureau des Ressources Géologiques et Minières (BRGM). La fonction de Theis est utilisée, afin de simuler les valeurs de transmissivité (T en m/s) et d'emmagasinement (S sans unité) requises à la reproduction mathématique des paliers de rabattements obtenus lors du pompage. Le logiciel propose un coefficient d'ajustement "E" qui valide la qualité de la reproduction des paliers. Ce paramètre varie entre 0 et sa valeur optimale, 1 :

$$R = \frac{Q}{4\pi T} \int_u^\infty \frac{e^{-y}}{y} dy \quad (9) \quad \text{avec} \quad u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad (10)$$

où R est le rabattement (en m), Q est le débit de pompage (en m³/s), T est la transmissivité (en m²/s), r est la distance radiale entre le puits de pompage et le puits d'observation, S est l'emmagasinement (sans unité) et t est le temps écoulé depuis le début du pompage (en s) (Dross et al. 2011).

II.2.3 Tomographie hydraulique de pompage croisé

La tomographie hydraulique est une technique de caractérisation de la zone saturée d'un milieu basée sur la réalisation de pompages croisés. L'approche repose sur une extraction de l'eau et l'enregistrement simultané des fluctuations piézométriques dans les puits voisins. Une fois qu'un pompage est réalisé, la pompe est changée de puits afin de multiplier les données de rabattement. Les pompages sont réalisés à débit constant (RQS : Régime Quasi Statique) ou à débit variant harmoniquement.

Les puits sont préalablement testés, dans le but de déterminer le débit de pompage maximum ne dénoyant pas le puits.

Après avoir réalisé les pompages, les données de variations de hauteurs de nappe enregistrées par les sondes sont récupérées et traitées suivant le protocole décrit ci-dessous (II.2.4 et II.2.5). Les résultats de rabattements liés aux pompages dans différents puits sont inversés simultanément dans un modèle permettant une caractérisation novatrice.

La réalisation de pompages croisés requiert une pompe au débit de pompage élevé pour les pompages en RQS permettant d'obtenir un rayon d'influence couvrant un maximum de puits de la zone d'étude (Figure 28).

La réalisation du pompage harmonique nécessite un boîtier de variation de la puissance moteur de la pompe suivant une courbe sinusoïdale autour d'une valeur moyenne constante. La fréquence (de 1 minute à 1 heure) et le nombre de sinusoïdes (minimum 7) sont sélectionnés au début du pompage. Les périodes testées ont été fixées à 5 et 10 minutes et suivent la fonction ci-dessous (Fischer et al. 2020) :

$$Q(t) = Q_{moy} - Q_{amp} \cdot \cos(\omega t) \quad (11)$$

avec Q le débit de pompage (en m^3/s), Q_{moy} le débit moyen (en m^3/s), Q_{amp} est l'amplitude constante des oscillations (en m^3/s) et ω est la fréquence angulaire (en rad/s) qui vaut également $\frac{2\pi}{P}$ avec P la période (en s). La puissance de la pompe varie entre 60 et 100% de son maximum.

II.2.4 Traitement des données en RQS

Les données de hauteur d'eau récupérées par les sondes Levelogger M5 sont tout d'abord traitées en retranchant les variations de pression atmosphérique enregistrées par le baromètre. Le traitement des données repose sur la reconstruction numérique de la marée naturelle observée dans les puits de pompage en utilisant les données enregistrées avant, entre et après les différents pompages réalisés. Le logiciel Matlab via l'outil « *Curve Fitting* » permet d'obtenir l'équation du signal reproduisant au mieux les données implémentées d'après la série de Fourier suivante à 5 termes ($N=5$) :

$$F(t) = \sum_0^N (a_N \cdot \cos(N * t * w) + b_N * \sin(N * t * w)) \quad (12)$$

Cette équation est une somme de cosinus et de sinus avec $2*N$ coefficients qui seront déterminés numériquement afin de reproduire les données hydrauliques de marnage observées dans chacun des puits de pompage. Ce signal permet, après soustraction aux variations mesurées dans les puits, d'isoler les rabattements liés au pompage (De Clercq et al. 2020)

Pour illustrer la robustesse de la technique, un cas numérique a été créé dans lequel l'équation d'écoulement souterrain a été résolue dans un modèle multiphysique COMSOL, avec un signal de marée oscillatoire de 20 cm et une période de 12 h 20, imposée sur une condition aux limites et un essai de pompage défini comme terme source ponctuelle pour une durée de 3 h. Le modèle présente une conductivité hydraulique homogène de 10^{-4} m/s et reproduit la taille de la zone d'étude. La méthode permet de distinguer avec succès le rabattement de 21 mm du niveau hydraulique, tel qu'il est indiqué dans la Figure 29.

Afin d'extraire une valeur de rabattement correspondant au RQS pour l'ensemble de données d'inversion, les valeurs moyennes de rabattement sont mesurées dans les 5 dernières minutes avant d'arrêter la pompe. L'inversion se fera avec ces valeurs moyennes, tout en gardant les minimums et maximums pour le traçage des incertitudes de mesure.

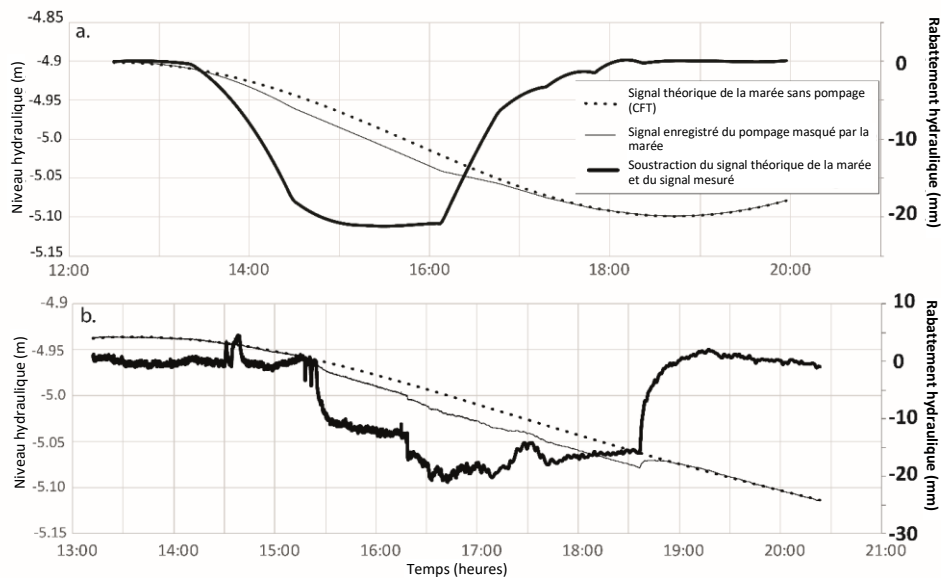


Figure 29 : Graphe montrant la reconstruction de la marée sans le pompage (lignes pointillées) afin d'en extraire les rabattements (lignes grasses), créés numériquement (a.) et réellement observés (b.) (De Clercq et al. 2020)

II.2.5 Traitement des données en pompage harmonique

Les signaux périodiques (dont les caractéristiques sont présentées en Figure 30) ont récemment reçu un regain d'intérêt dans la communauté scientifique, notamment pour la caractérisation des propriétés hydrauliques dans les aquifères. Ils présentent de nombreux avantages par rapport aux techniques d'investigation classiques (tel que le pompage d'essai à débit constant). Certains signaux périodiques sont, par exemple, générés naturellement, comme la marée, et permettent ainsi d'analyser les réponses d'une nappe sans avoir recours à une sollicitation dite « active ». En outre, ces signaux sont générés par un système de pompage/injection, ou même le mouvement d'une simple masse oscillante au niveau de la surface de la nappe, permettant ainsi d'éviter l'extraction d'eau de la nappe lors d'une phase d'investigation. De plus, les réponses oscillatoires (mesurée en termes d'atténuation d'amplitude et de variation de phase), associées à ces signaux, sont plus facilement extractibles, même lorsque les niveaux piézométriques d'une nappe sont variables dans le temps, et ce même pour des oscillations de faibles amplitudes, par rapport à ces variations naturelles. Les scientifiques s'intéressent également à l'effet de la fréquence (ou période) des oscillations utilisées sur la capacité de caractérisation de ces types de signaux. Ainsi il a été montré que des fréquences plus élevées expriment préférentiellement les écoulements les plus rapides ou proches de la source de signal, alors que des fréquences plus basses favorisent les écoulements secondaires, plus lents, ou plus lointains par rapport à la source.

Tous ces avantages rendent l'utilisation de signaux périodiques particulièrement intéressants, pour la caractérisation des écoulements de milieux complexes.

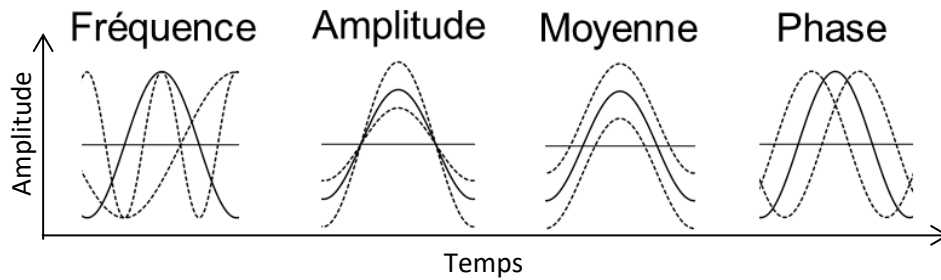


Figure 30 : Caractéristiques descriptives de déformation (fréquence/période, amplitude) et de translation (moyenne, phase) des ondes périodiques.

De même que pour les pompages en RQS, un traitement des données est nécessaire à l'isolation du signal de réponse aux pompages dans les puits observés. Après avoir soustrait la pression atmosphérique, la tendance globale de la courbe, principalement contrôlée par la marée est soustraite, comme indiqué sur la Figure 31, par l'approximation de la tendance à un polynôme d'ordre 2 et ajusté aux données. Cette opération permet d'extraire les données oscillatoires liées au pompage. Une transformée de Fourier rapide (« *FFT* : *Fast Fourier Transform* »), réalisée sous Matlab avec la fonction « *fft* », permet de traduire les réponses oscillatoires bruitées en termes d'amplitudes et de déphasages. Ces données permettent de caractériser les réponses des puits aux pompages, sont intemporelles et peuvent être utilisées dans le domaine fréquentiel (Fischer et al. 2020).

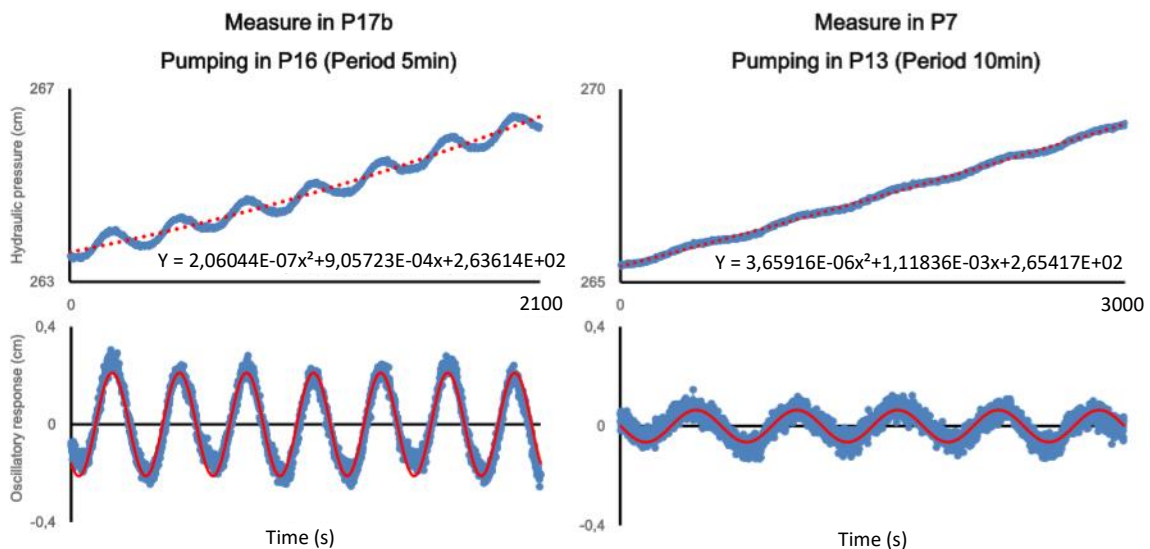


Figure 31 : Graphes des réponses mesurées dans le puits S02 (durant un pompage en P16) et P7 (durant un pompage en P13) montrant le traitement du signal réalisé sur toutes les mesures effectuées. La tendance globale est soustraite de la pression hydraulique (tendance reproduite par une équation quadratique comme montrée par la ligne pointillée rouge des figures du haut) afin d'isoler les réponses oscillatoires. Une transformée de Fourier rapide permet d'interpréter leurs amplitudes et déphasages tel un signal non bruité (signal équivalent à la transformée de Fourier indiqué par les lignes rouges continues des figures du bas) ; (Fischer et al. 2020).

II.3 Caractérisation hydrodynamique par pompages croisés

Un paramètre hydrodynamique est un paramètre définissant quantitativement le comportement d'un milieu ou d'un corps conducteur vis-à-vis d'un fluide, c'est-à-dire son aptitude à le contenir, à permettre son écoulement et à régir les propagations d'influence. Les principaux paramètres régissant l'écoulement des eaux souterraines sont la transmissivité T (en m^2/s) qui est liée à la perméabilité K (en m/s), le coefficient d'emmagasinement S et la porosité efficace (Castany and Margat, 1997 ; Guilemin and Roux, 1992 ; Foucault and Raoult, 2001).

II.3.1 Définitions

L'eau ne circule pas en ligne droite dans une nappe et peut emprunter différents chemins pour aller d'un point A à un point B. La distance réelle parcourue par les eaux souterraines est donc plus importante que la distance entre le point A et le point B. Cette distance réelle est difficile à connaître et dépend de la porosité efficace de la roche traversée.

La vitesse d'écoulement des eaux souterraines ne peut être déterminée comme la détermination de la vitesse d'un train, soit en faisant le rapport entre la distance entre le point A et le point B et le temps mis par les eaux pour parcourir cette distance. La notion de perméabilité permet d'appréhender la vitesse réelle des eaux souterraines, en prenant en compte la porosité efficace de la roche traversée. La perméabilité traduit l'aptitude de la roche à se laisser traverser par l'eau, sous l'effet d'une pression (ou gradient hydraulique). Plus la perméabilité est élevée, plus l'eau s'écoulera vite.

Cette perméabilité est due à l'existence d'une porosité efficace, c'est-à-dire à l'existence de vides interconnectés. Selon le type de porosité, il existe une perméabilité « en petit » (circulation dans les pores) et une perméabilité « en grand » (circulation dans les fissures, fractures, karsts...) qui peuvent cohabiter au sein d'une même roche (craie fissurée ou karstique par exemple).

La définition du coefficient de perméabilité en découle comme étant le paramètre mesurant la perméabilité d'un corps (roche, matériau) assimilé à un milieu continu et isotrope vis-à-vis d'un fluide homogène déterminé, de densité et viscosité cinématique constante. Il exprime le volume de fluide qui traverse, en une unité de temps, sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique, une unité de surface orthogonale à la direction du flux dans des conditions de validité de la loi de Darcy (Castany and Margat, 1997, Daviau, 1986, Castany 1982, Cassan 1980).

La productivité d'un captage dans un aquifère, soit le débit que peut capter un forage, est fonction de son coefficient de perméabilité (K en m/s) et de son épaisseur mouillée (e en m). Ce paramètre est appelé transmissivité (T en m^2/s). La transmissivité d'un aquifère représente la capacité d'un aquifère à mobiliser l'eau qu'il contient.

$$T = K.e \quad (13)$$

La transmissivité est alors le paramètre régissant le débit d'eau qui s'écoule par unité de largeur de la zone saturée d'un aquifère continu (mesurée selon une direction orthogonale à celle de l'écoulement) et par unité de gradient hydraulique.

Une caractéristique hydraulique importante d'un aquifère est la connaissance du volume d'eau libéré ou emmagasiné par unité de surface à la variation de charge correspondante. Ce paramètre est appelé coefficient d'emmagasinement ou storativité et est noté S (rapport de volumes).

Ce coefficient est défini comme le rapport du volume d'eau libérée (ou emmagasinée) par unité de surface d'un aquifère pour une perte (ou un gain) unitaire de la charge hydraulique donnée, c'est-à-dire une baisse (ou une hausse) de pression, sans référence au temps. Il conditionne l'emmagasinement de l'eau souterraine mobile dans les vides du réservoir.

Dans un aquifère libre, l'eau est libérée par l'action des forces de gravité (drainage). La porosité résiduelle concernant l'eau de rétention, le coefficient d'emmagasinement S est égal, en pratique, à la porosité efficace (Castany and Margat, 1997 ; Kabala, 1994).

Ces propriétés hydrodynamiques (perméabilité/transmissivité et emmagasinement) sont généralement obtenues à partir de l'analyse du signal hydraulique en réponse à l'extraction de l'eau d'un puits (Butler 2005 ; Batu 1998 ; Neuman and Witherspoon 1972 ; Le Borgne et al. 2004 ; Li et al. 2008 ; Wen et al. 2010).

Cette interprétation peut être faite avec un modèle analytique basé sur des équations de débit d'eau souterraine avec une hypothèse d'homogénéité pour déduire des valeurs moyennes de ces propriétés (Sanchez-Vila et al., 1999) ou en utilisant la tomographie hydraulique pour déterminer leur hétérogénéité spatiale (Yeh and Lee 2007).

II.3.2 Caractérisation par pompage en régime quasi statique

La caractérisation hydrodynamique en RQS est effectuée en trois dimensions afin de s'adapter à la forte hétérogénéité du milieu étudié. Le degré d'hétérogénéité géologique est obtenu via la réalisation de 12 profils de résistivité électrique (ERT), long de 46 à 70 mètres, quadrillant la zone d'étude et parallèles carroyage des puits (Figure 32). Les 12 profils sont traités et inversés grâce au logiciel ERTLlab-64 après 7 itérations, pour un RMSE final de 0,67 $\Omega.m$.

Le modèle 3D des résistivités électriques permet de distinguer 3 anomalies de forte résistivité relative ($> 35 \Omega.m$) et deux anomalies de résistivité assez faible ($<15 \Omega.m$) (Figure 33).

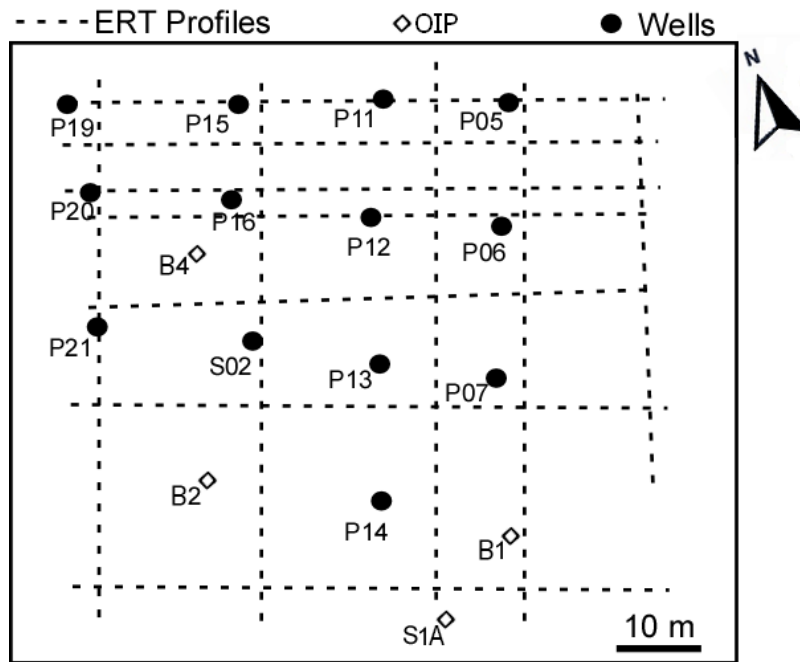


Figure 32 Carte de la répartition spatiale des profils ERT avec l'espacement des électrodes de 2 m, des puits utilisés dans la caractérisation hydraulique et des forages forés pour la caractérisation de l'OIP (Optical Image Profiler)

Les données de tomographie électrique permettent la délimitation de zones d'hétérogénéités tridimensionnelles dont la valeur de conductivité hydraulique restera unie au cours de l'inversion des données de pompage en RQS sur la base d'une hypothèse de continuité géologique. Les rabattements liés aux deux pompages réalisés (P13 à 11,25 m³/h et P16 à 12 m³/h) permettent d'avoir une première idée des zones les plus perméables.

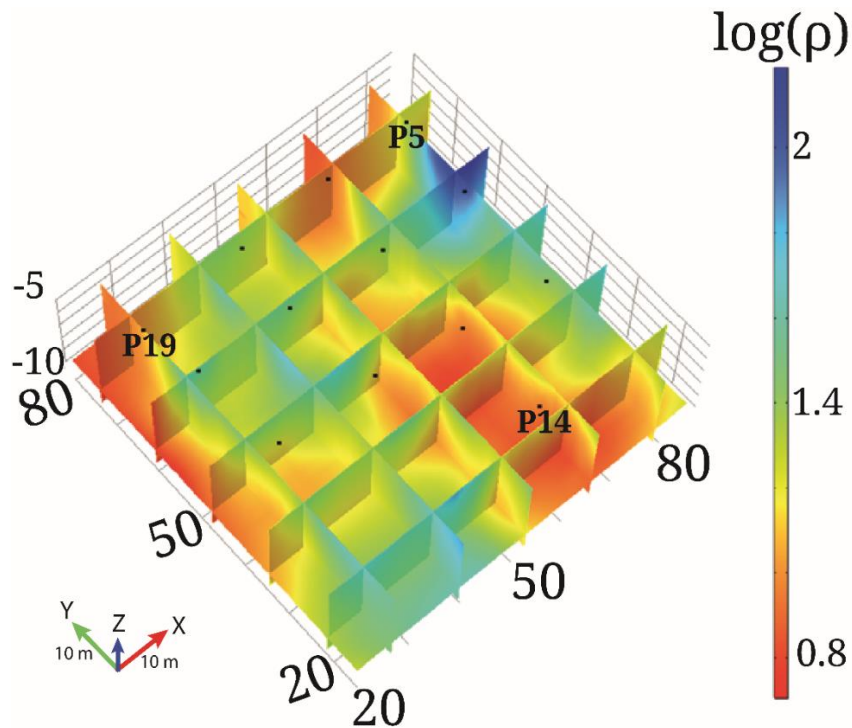


Figure 33 : Modèle de résistivité électrique ($\Omega.m$) obtenue par inversion 3D de 12 profils de résistivité électrique

L'inversion des données hydrauliques est fondée sur le fait que le nombre et la forme des électro-faciès sont les mêmes que les hydro-faciès, impliquant une corrélation entre le gradient de la résistivité électrique et la conductivité hydraulique (Jardani et al. 2013, Guernez et al. 2019, Soueid et al. 2015). Cette hypothèse se fonde sur le fait que la conductivité électrique de l'eau est quasiment homogène sur la zone d'étude (écart type inférieur à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur 7 puits). Le nombre de paramètres à estimer (le nombre d'hydro- et d'électro-faciès) est considérablement réduit et permet de guider l'inversion avec des données acquise sur le terrain. L'inversion est réalisée suivant la méthode stochastique de Monte-Carlo par chaîne de Markov (Haario et al., 2001) :

$$C_i = S_d \text{Cov}(X_0, X_1, \dots, X_{i-1}) + S_d \varepsilon I \quad (14)$$

Avec C_i , la covariance du modèle testé et X_0 à X_{i-1} les modèles précédemment testés, $S_d = (2,4)^2/d$, est un coefficient scalaire, dont d est la dimension du vecteur des inconnues à estimer, ε est un petit nombre positif et I est la matrice d'identité. Le modèle soumis à la fonction de proposition sera accepté ou rejeté selon la probabilité suivante :

$$\alpha(m_{i-1}, m_p) = \min\left(1, \frac{\pi(m_p)}{\pi(m_{i-1})}\right) \quad (15)$$

Avec $\pi(x)$ la fonction de densité, m_p le modèle testé et m_{i-1} le précédent modèle ayant déjà été testé. Ces critères d'acceptation garantissent la sélection de modèles présentant une bonne reproduction des valeurs de rabattement piézométriques. Dans notre cas, 10 000 itérations ont été effectuées et le résultat présenté est la moyenne des 25 derniers modèles sélectionnés.

Bornes inférieures ($\Omega.m$)	Electro-faciès	Bornes supérieures ($\Omega.m$)
	Electro-faciès 1	< 8.84
8.84	Electro-faciès 2	11.80
11.80	Electro-faciès 3	14.92
14.92	Electro-faciès 4	18.04
18.04	Electro-faciès 5	21.34
21.34	Electro-faciès 6	26.76
26.76	Electro-faciès 7	35.84
35.84 >	Electro-faciès 8	

Tableau 4 : Bornes supérieures et inférieures des électro-faciès

Réalisée avec 8 zones définies (Tableau 4) et fondée sur une séparation par 7 quantiles (afin que chaque électro-faciès soit de taille identique), l'inversion propose un modèle 3D de conductivités électriques (K en m/s dans la Figure 34) dont le RMSE est de 5,23 mm (Figure 35).

Le modèle numérique reproduit les données de rabattements observées lors du pompage, avec un coefficient de régression linéaire de 1 et une pente de régression proche de 1 ($a = 0,9995$), en prenant en compte toutes les données de rabattements. Les rabattements des puits d'observations étant très faibles par rapport aux rabattements dans les puits de pompage, les rabattements produits par le modèle et les observations de terrain ont été comparés plus spécifiquement, en isolant ces faibles valeurs. Le coefficient de régression linéaire devient $R^2=0,73$ et la régression linéaire a une pente plus faible, de valeur $a=0,908$ (Figure 35).

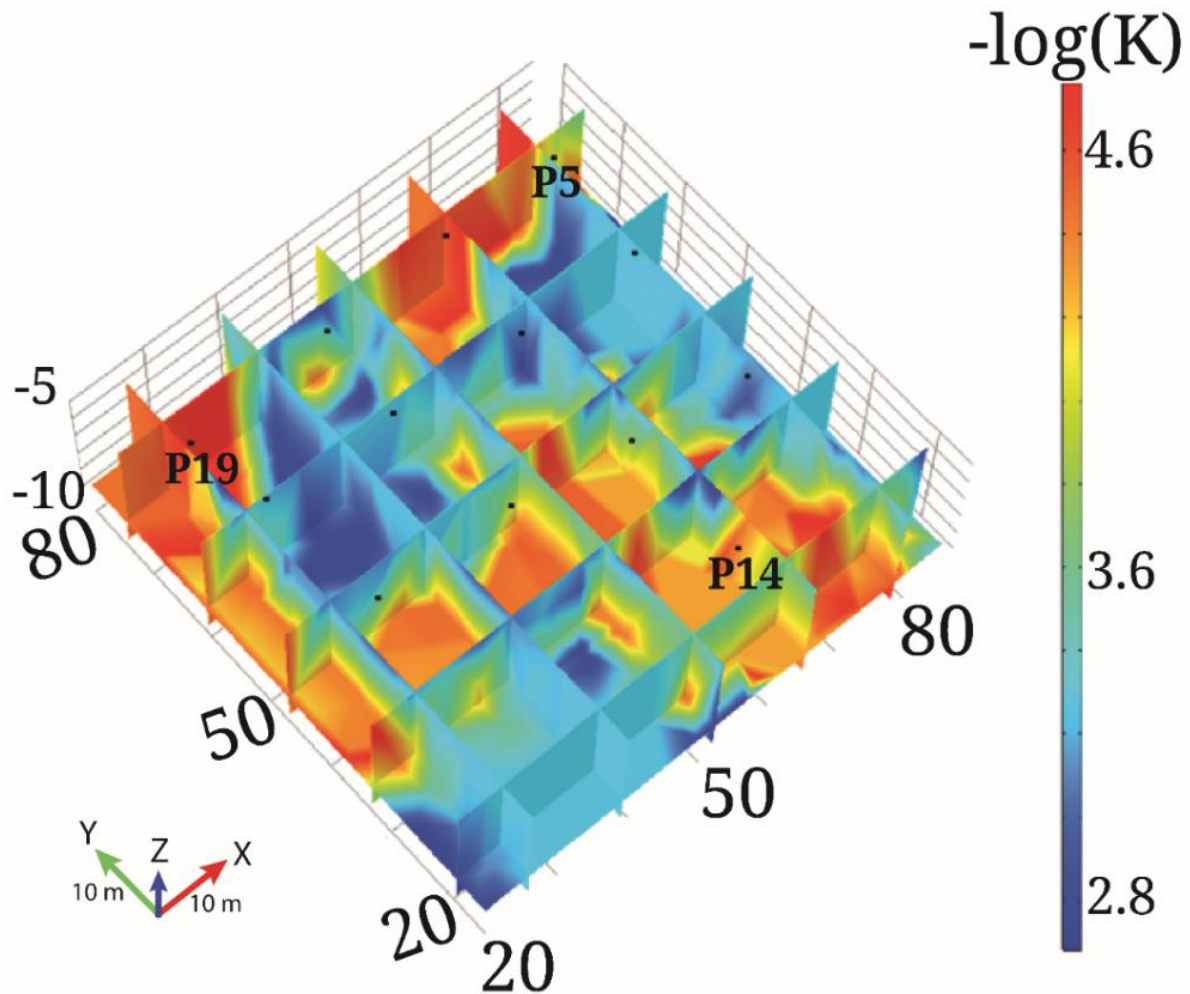


Figure 34 : Modèle 3D de conductivité hydraulique (m/s) après inversion stochastique permettant de reproduire les rabattements liés aux deux pompages réalisés sur la zone d'étude (De Clercq et al. 2020).

Les valeurs de conductivité hydraulique des zones définies par la délimitation en électro-faciès sont contraintes entre 1 et 10^{-8} m/s dans le modèle d'inversion stochastique. Les valeurs obtenues après 10 000 itérations de l'algorithme de Monte-Carlo (Tableau 5) sont hydrogéologiquement cohérentes avec la lithologie rencontrée et avec les analyses réalisées en laboratoire sur des carottes précédemment prélevées sur la zone d'étude.

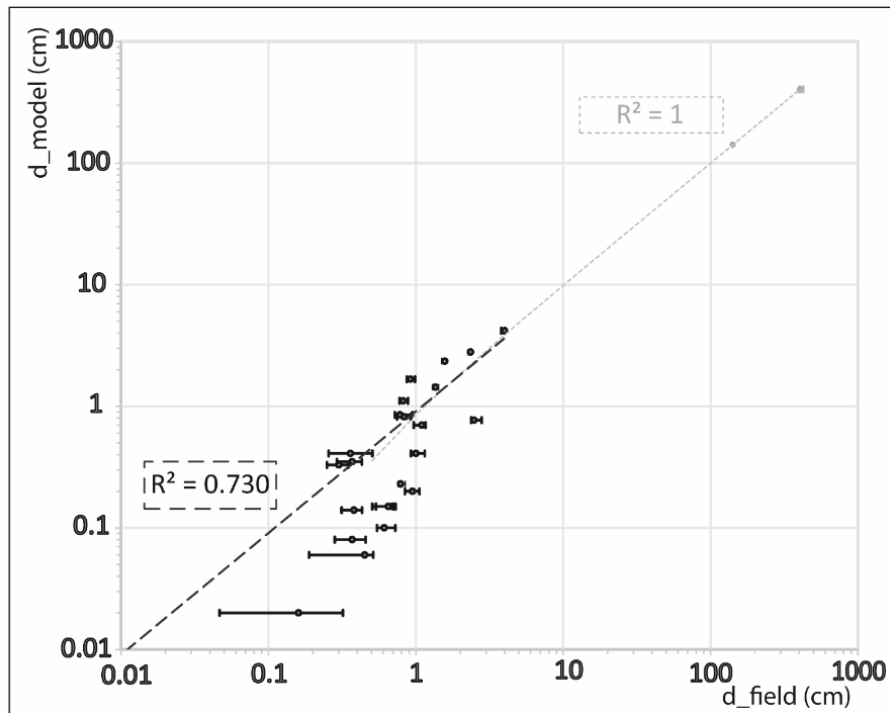


Figure 35 : Graphe des rabattements mesuré (d_{field}) versus simulé (d_{model}) avec la barre d'erreur représentant les rabattements maximum et minimum observés durant les 5 dernières minutes du pompage \pm la précision de la sonde M5 (De Clercq et al. 2020)

<i>Electro-faciès</i>	<i>- Log (K)</i>
<i>Electro-facie 1</i>	4,450
<i>Electro-facie 2</i>	4,710
<i>Electro-facie 3</i>	4,762
<i>Electro-facie 4</i>	3,603
<i>Electro-facie 5</i>	2,684
<i>Electro-facie 6</i>	3,095
<i>Electro-facie 7</i>	3,278
<i>Electro-facie 8</i>	3,269

Tableau 5 : Valeurs des conductivités hydrauliques des 8 électro-faciès

Le modèle, basé sur les hétérogénéités de résistivité électrique, reste très hétérogène passant de façon très locale de $10^{-4,6}$ à $10^{-2,8}$ m/s. Les variations sont surtout horizontales, bien qu'une tendance à la baisse des valeurs de conductivité hydraulique soit observée avec la profondeur. Plusieurs puits (P5, P6, P7, P12 et P15, P16, P20) semblent être connectés à deux zones de plus forte conductivité hydraulique, non nécessairement communicante d'un point de vue hydrologique. Les puits P11, P13, P14 et P19 sont dans des zones avec une très faible conductivité hydraulique. Les autres puits sont, d'après le modèle 3D, à la limite entre des zones hydrauliquement conductrices et moins conductrices.

Les valeurs de rabattement millimétriques, observées lors des pompages en RQS, et le bruit engendré par la marée, via la Seine, ont perturbé les traitements des signaux de pompages et ont impacté la convergence du modèle. Afin de limiter ces impacts sur les signaux, des pompages en régime harmonique ont été réalisés à un moment permettant d'extraire plus facilement des données du bruit environnant et d'interpréter les plus petites amplitudes sinusoïdales via la transformée de Fourier.

II.3.3 Caractérisation par pompage harmonique

La caractérisation hydrodynamique par pompage harmonique permet de réaliser une tomographie des propriétés de transmissivité de l'aquifère, mais également de son coefficient de stockage. Une fois les données récupérées et traitées, une cartographie des amplitudes et déphasages en réponse aux pompages peut être produite.

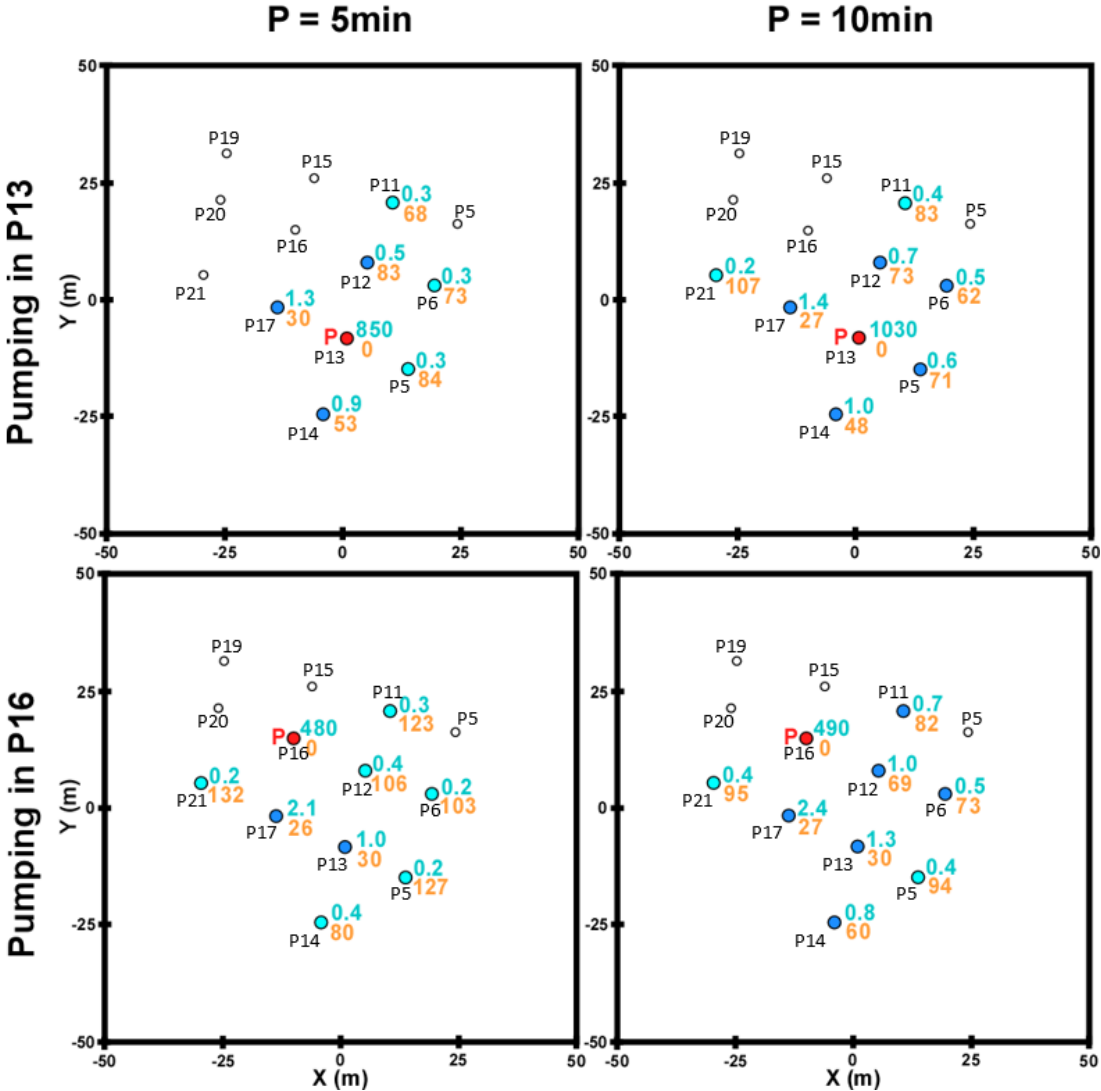


Figure 36 : Cartes des amplitudes (en bleu, en mm) et déphasages (en orange, en degré) des sinusoides dans les puits d'observations des pompages. Les cartes sont présentées pour les 2 puits de pompage (indiqué par un « P » rouge) et pour les deux périodes de signal de pompage (5 et 10 min.). Les forages n'ayant pas de valeur sont ceux en absence de réponse oscillatoire après traitement (amplitude < 0,1 mm (Fischer et al. 2020)).

Une faible amplitude de réponse est associée à un grand déphasage. L'amplitude du signal diminue lors de sa propagation loin du puits de pompage et son déphasage augmente. Ces réponses d'amplitude et de phase sont liées à l'hétérogénéité des propriétés hydrauliques d'écoulement de l'aquifère, mais également une porosité moyenne efficace utile pour la compréhension de la répartition du LNAPL dans l'aquifère. Leurs distributions permettent de décrire, qualitativement ou quantitativement, l'hétérogénéité du milieu étudié.

Ces cartes (Figure 36) permettent de visualiser l'évolution spatiale des réponses oscillatoires pour les deux puits de pompage lorsque la période du signal de sollicitation est modifiée. L'hétérogénéité du site d'étude peut être perçue, car l'influence de chaque pompage ne se propage pas circulairement. En effet, la zone touchée par les essais de pompage indique une propagation particulière du signal oscillatoire. Par exemple, pour un pompage en P16 (pour la période 5 min), le signal se propage principalement vers le sud et vers l'est.

Cela peut mettre en évidence un chemin préférentiel de propagation vers le sud à partir de P16. Cependant, pour la période 10 min, les réponses restent localisées au sud et à l'est de l'emplacement du pompage, mais montrent des réponses plus homogènes dans ces deux directions (Figure 36).

L'inversion des données permet de qualifier quantitativement ces hétérogénéités et réaliser une estimation de la répartition des propriétés du site. Les données d'amplitudes et de déphasages mesurées dans les puits sont inversées séparément (par fréquence) puis de façon jointe, c'est-à-dire en intégrant toutes les données à disposition. L'inversion crée des cartes de transmissivité et d'emménagement avec une maille de $3,3 * 3,3 \text{ m}^2$ (Figure 38).

Chaque modèle inversé séparément présente une bonne reproduction des réponses d'amplitude (RMSE de 0,1 à 0,3 mm) et des réponses de déphasage (1 à 3° RMSE). La reproduction des amplitudes inférieures au millimètre semble être moins performante (Figure 37). Cependant, ces réponses s'approchent des limites de mesure de la sonde, elles peuvent donc être bruitées et leur poids lors de l'inversion est moindre. Les résultats de l'inversion jointe présentent des valeurs de RMSE légèrement plus élevées, surtout au niveau des amplitudes (0,6 mm et 4 °). Il semble que cette augmentation soit principalement liée aux réponses d'un forage (P11 lors du pompage en P16), pour lequel les amplitudes ne peuvent être correctement reproduites pour les deux périodes simultanément. Si l'on ne considère pas ce puits, le RMSE de l'amplitude de l'inversion jointe passe à 0,3 mm. En essayant d'améliorer la reproduction des amplitudes, celle des déphasages se dégrade. La

reproduction des réponses présentée est un compromis globalement satisfaisant entre les amplitudes et les phases, en particulier par rapport à la complexité de la zone étudiée.

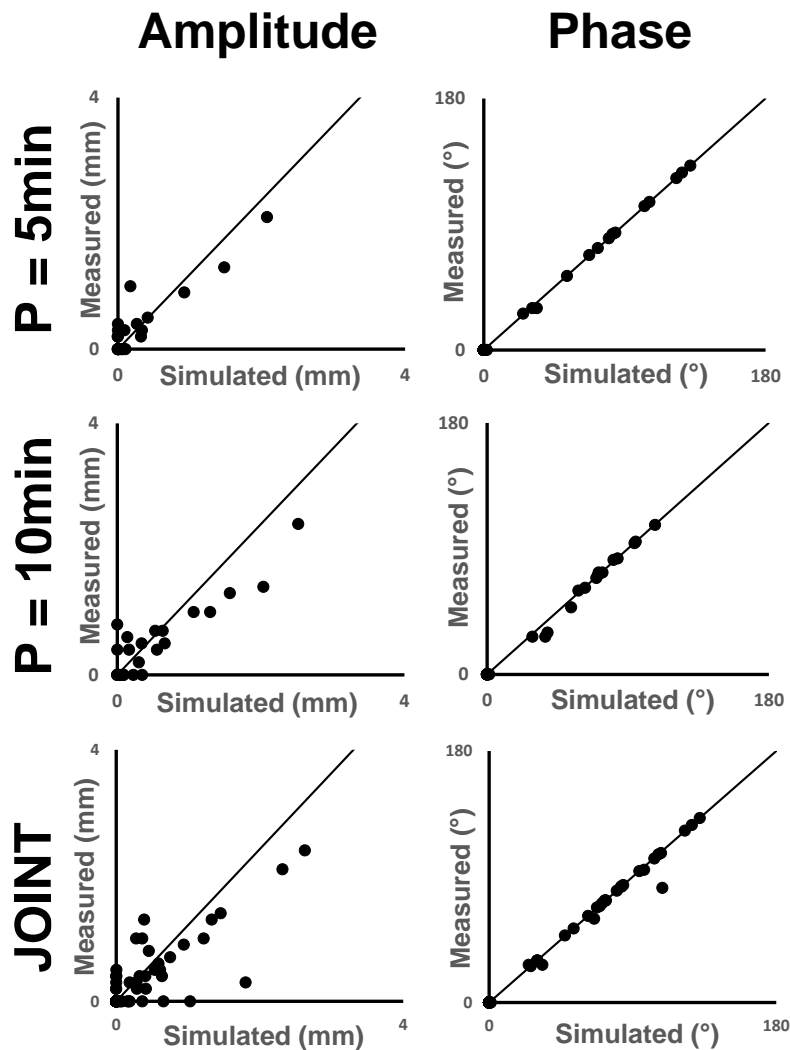


Figure 37 : Amplitudes et déphasages simulés par rapport aux mesurées pour chaque inversion séparée et l'inversion jointe (extrait de Fischer et al. 2020)

Les cartes présentées en Figure 38 sont globalement similaires entre les inversions séparées et l'inversion jointe, montrant une certaine cohérence des ensembles de données générés avec différentes périodes d'oscillation. Les cartes mettent en avant des hétérogénéités très fortes, avec d'importantes variations locales et de larges gammes de valeurs. Cette répartition contrastée des propriétés hydrauliques et la grande gamme de valeurs peuvent être rapportées à la géologie connue et, en particulier, aux forts débits observés qui peuvent exister à travers les unités de sable grossier et des blocs de silex. Les transmissivités présentent des valeurs plus élevées du côté ouest de la zone étudiée, des valeurs plus faibles du côté est, et diminuent près des forages, ce qui peut indiquer des effets de forage sur les variations enregistrées. De nombreux puits se retrouvent à la limite entre

des zones perméables et d'autres peu perméables. Les valeurs les plus élevées d'emménagement sont regroupées dans trois zones autour de P7, P14 et P15/P20/P19 (Figure 38). Les valeurs les plus basses d'emménagement semblent délimiter une connectivité entre P14, P13, S02, P16 (Figure 38)

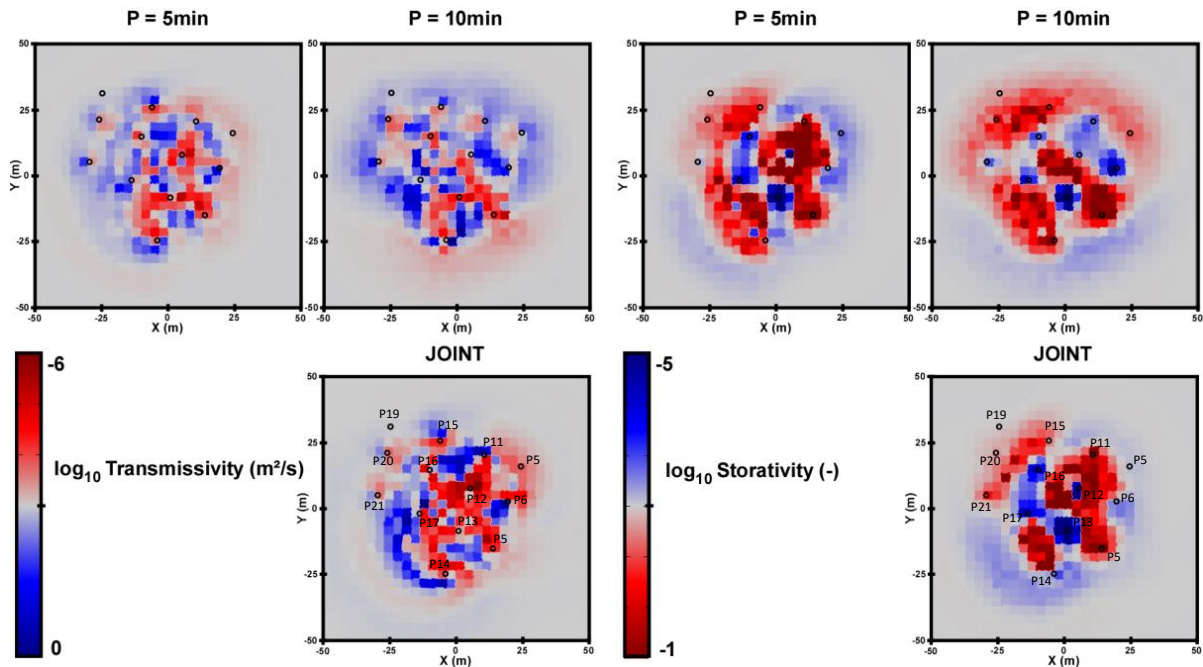


Figure 38 : Cartes de la distribution de la transmissivité et de l'emménagement obtenues avec les inversions séparées par périodes ($P=5$ ou 10 min.) des signaux de pompage et l'inversion jointe des données des deux périodes réalisées.

La cohérence des distributions de propriétés dans les modèles peut également être discutée en comparant les cartes inversées de la diffusivité ($D = T/S$) aux fréquences d'occurrence de LNAPL relevées dans chacun des puits de la zone d'étude. Les cartes de diffusivité (Figure 39), générées par les inversions avec des périodes d'oscillations de 5 et 10 minutes montrent une hétérogénéité globalement similaire. Un chemin de diffusivité plus important apparaît suivant l'axe P13, S02 et P16.

Les réponses au signal de période 10 min fournissent des informations qui tendent à indiquer que ce chemin continue au-delà de P16 et S02, à P6 et P21. Ce chemin semble être géologiquement cohérent, car les colonnes stratigraphiques géologiques réalisées lors du forage des puits P13, P17b, P16, P21 et P6 recoupent une unité de sables grossiers et de blocs de silex.

La carte de diffusivité obtenue à partir de l'inversion jointe tend à diminuer l'importance de la zone de forte diffusivité vers P6, suggérée par la cartographie réalisée avec les données du pompage de période 10 min, tout en confirmant la zone de forte diffusivité vers P21.

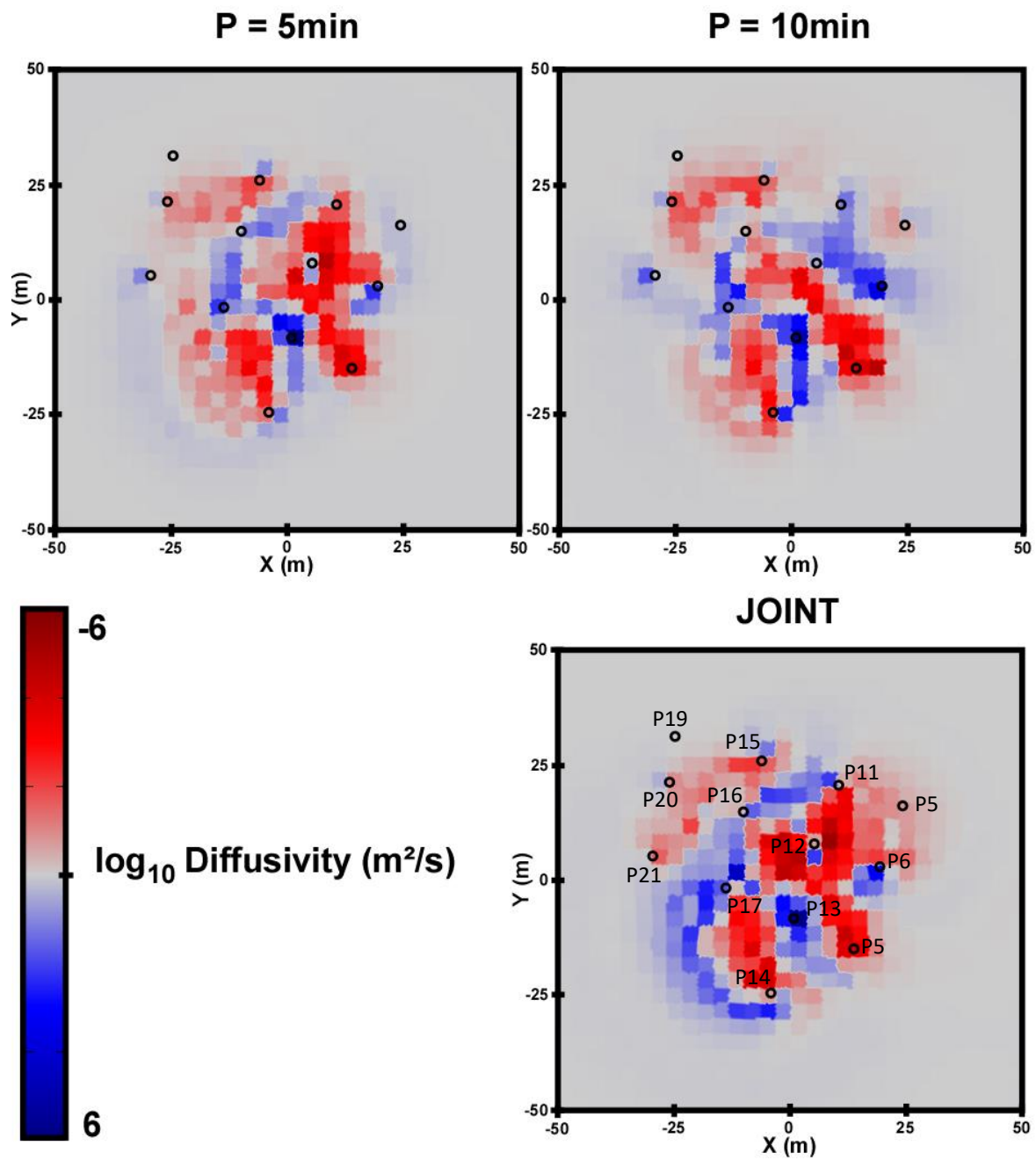


Figure 39 : Cartes de la distribution de la diffusivité (T/S) obtenues par inversions séparées des périodes ($P = 5$ ou 10 min.) des signaux de pompage et l'inversion jointe. La carte en bas à droite de la figure présente, pour chaque forage, la valeur de la fréquence de l'occurrence de LNAPL observé (en %), superposée sur la carte de diffusivité obtenue avec l'inversion jointe.

II.4 Discussion

Les pompages en régime harmonique et en RQS ayant été réalisés dans les mêmes puits, la comparaison de ces outils de caractérisation est l'objectif de cette discussion. L'utilisation des méthodes d'inversions ont permis, dans les deux cas, de reproduire fidèlement les rabattements et oscillations harmoniques observés lors des pompages en créant deux modèles numériques des hétérogénéités existantes à l'échelle de l'aquifère de la zone d'étude.

II.4.1 Matériels et signaux

La réalisation de pompages de caractérisation requiert du matériel d'hydrologie classique, avec une pompe immergée et des sondes Levelogger, placées dans des puits quadrillant la zone à caractériser. Les pompages harmoniques ont cependant un inconvénient matériel par rapport aux pompages en RQS : la nécessité d'utiliser un variateur de fréquence afin de faire osciller de manière harmonique les débits de pompage (Cardiff et al. 2013, De Clercq et al. 2020, Fischer et al. 2020).

Les signaux de variation de pression se propagent dans l'aquifère et sont captés par les sondes Levelogger. Ces signaux sont isolés et extraits du bruit résultant des variations naturelles de l'aquifère (marée, pluie, saison). Dans le cas d'un aquifère très hétérogène, comme c'est le cas sur la zone d'étude du projet, les rabattements et amplitudes induits par les pompages peuvent être très faibles (millimétriques) et masqués par le bruit. La réalisation de pompages harmoniques devient alors un réel avantage, car la connaissance de leurs fréquences d'émissions permet d'isoler les fréquences recherchées (par transformée de Fourier) sans se préoccuper du bruit. Les transformées de Fourier permettant d'extraire de très faibles amplitudes, les débits de pompages peuvent être réduits ou permettre une plus grande distance de détection que dans le cas d'un pompage en RQS.

Dans le cas des pompages en RQS, l'isolement du signal requiert plus de traitement que pour les pompages harmoniques. Pour le cas d'étude présenté, le bruit étant surtout composé de la marée (pas de pluie durant les deux semaines précédant les pompages), le pompage a été programmé, afin de faciliter le traitement des données, sur la portion la moins incurvée des variations tidales. Cette contrainte est liée au faible rapport signal/bruit et au fait que la mesure du rabattement (ou plus exactement de la remontée hydrostatique) est brève et unique. Afin d'augmenter le rapport signal/bruit, il est nécessaire d'augmenter le rabattement du puits de pompage, ce qui induit une augmentation du débit de pompage.

De plus, la stabilisation des signaux liés aux pompages harmoniques se limite à la génération de 6 à 7 oscillations tandis que les pompages en RQS requièrent un temps de stabilisation du signal plus important (Fischer et al. 2020). Les pompages en RQS impliquent un débit de pompage plus important sur une durée plus longue que les

pompages en régime harmonique (Neuman and Witherspoon 1972 ; Le Borgne et al. 2004 ; Wen et al. 2010). Dans le cas d'aquifères contaminés nécessitant un traitement des eaux extraites (comme c'est le cas pour la zone d'étude présentée), les pompages harmoniques seront à privilégier.

II.4.2 Méthode d'inversion

La modélisation au sens large fait référence au processus de génération d'une représentation numérique simplifiée d'un système réel. Un modèle approprié est en mesure d'expliquer les observations passées, d'intégrer les données présentes et de prédire avec une précision raisonnable la réponse du système aux contraintes prévues (Carrera et al., 1987). Ces modèles sont régis par des lois physiques, chimiques ou mathématiques qui peuvent être résolues de manière déterministe ou stochastique.

Tous deux s'appuient sur un processus itératif dans lequel les équations sont résolues numériquement à chaque itération, afin d'évaluer l'inadéquation entre les mouvements hydrauliques observés et prévus (Huang et al., 2004). Ces algorithmes inverses ne garantissent pas d'obtenir une solution unique pour les raisons suivantes (De Clercq et al., 2020) : i) le nombre limité de données hydrauliques pour déterminer des paramètres globaux (Zhou et al., 2016); ii) la forte sensibilité de la solution au bruit des données (Ramos et al., 2017); iii) l'incertitude numérique des modèles mathématiques qui ne peuvent décrire tous les mécanismes physiques impliqués dans l'expérience, et les imperfections (numériques) liées à l'outil numérique (par exemple, différences finies et éléments finis) utilisé pour résoudre l'équation des eaux souterraines (Berg and Illman, 2015 ; Hochstetler et al., 2016).

II.4.2.a Inversion stochastique

Dans le cas du pompage en RQS, présenté dans ce manuscrit, le nombre limité d'inconnues, malgré la tridimensionnalité du modèle, a permis l'utilisation avec cohérence de la méthode d'inversion stochastique appelée « *Adaptative Metropolis Algorithm* ». En effet, résolvant un système paramétrique à 8 variables (une valeur par électro-faciès), le temps de calcul est assez limité, permettant de réaliser rapidement un grand nombre d'itérations.

II.4.2.b Inversion déterministe

Un système déterministe est un système dans lequel aucun hasard n'est impliqué dans le développement des futurs états du système : chaque état du système dépend de l'état immédiatement précédent. Pour un ensemble donné de paramètres et de conditions initiales, le modèle déterministe s'exécute de la même manière et sa solution est unique (Renard, 2013). Les modèles déterministes sont parfois instables, c'est-à-dire que de petites perturbations des conditions initiales, ou des paramètres régissant le problème, conduisent à de grandes variations des résultats et modèles finaux (Lorenz, 1963). Ainsi, bien que le modèle représentant le terrain étudié soit unique, il est possible d'obtenir des résultats et

modèles radicalement différents en perturbant légèrement un seul paramètre ou une condition initiale (Carrera et al., 2005 ; Renard et al., 2013)

Dans les modèles déterministes, le résultat de l'inversion est entièrement déterminé par les valeurs des paramètres et des conditions initiales. Les paramètres du modèle stochastique sont décrits par des variables ou des distributions aléatoires de probabilité : les variables d'état sont décrites par des distributions de probabilité. Un modèle stochastique donne un multiple de solutions tout aussi probables, qui permettent au modélisateur d'évaluer l'incertitude inhérente du système naturel modélisé (Metropolis and Ulam, 1949 ; Renard et al., 2013). Les modèles stochastiques possèdent un certain caractère aléatoire qui tend à diminuer en augmentant le nombre d'itérations. Le même ensemble de valeurs de paramètres et de conditions initiales conduira à un ensemble de solutions différentes.

Dans le cas du pompage en régime harmonique, l'inversion déterministe a été privilégiée, car les données simulées sont dans le domaine fréquentiel, permettant d'avoir un temps de calcul équivalent au domaine temporel, tout en caractérisant aussi bien la transmissivité que l'emménagement (Fischer et al., 2020). De plus, une inversion stochastique ne serait pas adaptée à la quantité de paramètres à déterminer, puisque chaque maille du modèle est indépendante, ce qui impliquerait d'avoir trop de paramètres à inverser.

II.4.3 Caractérisation de la zone d'étude

II.4.3.a Apport de la géophysique

L'utilisation des données géophysiques, pour caractériser l'hétérogénéité tridimensionnelle, est adaptée à la détermination des propriétés du milieu étudié dans ce cas d'application et a permis une meilleure identification des propriétés hydrauliques (De Clercq et al. 2020). Le fait d'utiliser les hétérogénéités de résistivité électrique ne signifie pas qu'il existe une relation directe avec les propriétés hydrauliques (Mazac et al., 1990 ; Börner et al., 1996 ; Attwa and Ali, 2018 ; Maurya et al., 2018 ; Weller and Slater, 2019).

En effet, l'ERT est une méthode non invasive permettant une caractérisation rapide et 3D des hétérogénéités du sous-sol en termes de propriétés électriques. Ces propriétés électriques corréleront typiquement avec des variations de lithologie, de saturation en eau, de température, de conductivité des fluides et de la porosité. L'utilisation du modèle 3D des propriétés électriques de l'aquifère a permis de délimiter les hétérogénéités, en se fondant sur le contraste (gradient) entre les propriétés électriques et hydrauliques (Soueid Ahmed et al., 2015). Cette hypothèse se fonde sur le fait que la conductivité électrique de l'eau, ainsi que la température, sont homogènes à l'échelle de l'aquifère étudié. Cette stratégie permet de guider l'inversion, d'éviter la non-unicité de la solution et de réduire le nombre de paramètres à estimer au nombre d'électro-faciès déterminé. Le choix de l'inversion

stochastique et la tridimensionnalité du modèle a imposé de limiter le nombre d'électrofaciès, afin de conserver un temps de calcul raisonnable.

L'utilisation des données de rabattements, en lien avec les pompages en RQS, ne permet que la détermination des propriétés de conductivité hydraulique. Afin de modéliser l'emmagasinement de la zone d'étude, il aurait fallu utiliser la partie transitoire du pompage en RQS (avant stabilisation en RQS ou remontée hydrostatique après le pompage) en utilisant l'équation de Theis (Cirpka et al. 2006 ; Maliva, 2016 ; Theis, 1935).

II.4.3.b Durée de calculs d'inversion

L'intégration des informations d'hétérogénéité géophysique a également permis de réduire le nombre de paramètres hydrauliques à inverser. Au lieu de travailler avec une grille de paramètres inconnus dans le modèle, 8 valeurs de conductivité hydraulique, correspondant à des zones 3D de taille identique (même nombre de mailles dans chaque ensemble 3D), ont été fixées. Naturellement, plus il y a de zones définies pour l'inversion du modèle, plus l'inversion s'allonge, sans nécessairement améliorer le résultat. Les modèles 3D obtenus dans le cadre de ce projet, intégrant l'information géophysique, ont permis d'aborder plus fidèlement les hétérogénéités verticales, non modélisables en deux dimensions (De Clercq et al. 2020). Les données des tests de pompages classiques sont intégratives le long des profondeurs des aquifères, dans lesquels le pompage est effectué. Une solution alternative serait d'utiliser un micromoulinet, afin de caractériser les zones de recharge selon la lithologie (Kabala, 1994 ; Paillet and Morin, 1997 ; Li et al., 2008).

II.4.3.c Caractérisation par strate géologique

Dans la même idée, des obturateurs pneumatiques peuvent être utilisés pour isoler une épaisseur fixe de l'aquifère pour la réalisation d'un pompage servant à caractériser une lithologie spécifique de l'aquifère (Levy et al., 1993 ; Bohling et al., 2007 ; Cardiff et al., 2013 ; Paradis et al., 2016). Les pompages sont alors multipliés afin de caractériser les propriétés hydrogéologiques de chaque couche géologique. La quantité supplémentaire de données acquises peut permettre une meilleure caractérisation de l'aquifère. Toutefois, l'utilisation d'obturateurs pneumatiques est conditionnée à la présence d'un massif drainant présentant une perméabilité suffisamment faible pour ne pas permettre les écoulements verticaux à proximité du puits pompé. De plus, cela augmente le nombre de pompages, et donc la quantité d'eau pompée à traiter dans le cas d'un aquifère contaminé. Dans l'optique de limiter la quantité d'eau pompée, une réduction de la puissance et de la durée du pompage est nécessaire. Le pompage harmonique remplit ces prérequis tout en permettant de ne pas perdre en qualité d'information (Neuman and Witherspoon 1972 ; Batu, 1998 ; Le Borgne et al. 2004 ; Butler, 2005 ; Li et al. 2008 ; Wen et al. 2010). La création de signaux oscillatoires harmoniques, par excitation mécanique, permettrait de réduire à zéro la quantité d'eau

pompée. Cette technique doit encore être testée et serait très utile sur des sites industriels nucléaires sur lesquels le pompage est prohibé.

II.4.3.d Avantages des signaux oscillatoires

Les données oscillatoires sont analysées dans le domaine fréquentiel ce qui présente un avantage supplémentaire par rapport aux données des pompages en RQS qui sont liées au domaine temporel. Le domaine fréquentiel permet un temps de calcul rapide, équivalent à celui des simulations dans le domaine temporel, mais tout en caractérisant à la fois la transmissivité et l'emmagasinement.

Un autre avantage des signaux oscillatoire est que diverses distances d'impact du pompage peuvent être explorées sans avoir à augmenter le taux de pompage. Comme le montrent nos résultats, la zone impactée par le pompage peut être agrandie en augmentant la période du signal oscillatoire. Un comportement similaire a déjà été observé par Cardiff et al. (2013) dans leur tomographie sur un cas synthétique hétérogène à une échelle décimétrique, avec des périodes d'oscillations allant de 5 secondes à 5 minutes. Ils ont conclu que des fréquences plus élevées fournissent de meilleures informations sur les propriétés à proximité des puits de pompage, tandis que des fréquences plus basses fournissent plus d'informations sur les zones situées au-delà des puits de pompages. Par conséquent, ils ont suggéré d'effectuer des inversions jointes afin de combiner l'information portée aussi bien par les hautes fréquences que par les basses fréquences (Cardiff et al. 2013b ; Fischer et al., 2020).

La multitude de périodes potentiellement réalisables peut également générer des informations contradictoires, en cas de forte hétérogénéité des propriétés hydrauliques. Dans ce cas, il est essentiel de donner un poids plus important aux signaux de basses fréquences qui investiguent une plus grande surface de l'aquifère (Fisher et al., 2018). Dans notre cas, les périodes d'oscillations de 5 et 10 minutes semblent fournir assez d'informations pour la caractérisation de la zone. Au contraire, les données des réponses aux périodes d'oscillations de 1 et 2 minutes étaient trop limitées et ne permettaient pas l'entière reconstruction des hétérogénéités du milieu, à l'échelle de la zone.

Le signal de marée lui-même (comparable à une oscillation), pourrait être considéré comme un signal pour la caractérisation du champ, évitant ainsi la nécessité de pomper l'aquifère. Cependant, sa période importante (environ 12 h 20) est plutôt intéressante pour la caractérisation des zones d'études de plus grandes surfaces, par exemple à l'échelle kilométrique, telle que présentée par Jardani et al. (2012).

II.4.4 Validation et comparaison des résultats

Afin de confronter le modèle hydraulique 3D, obtenu par inversion stochastique du modèle 3D de résistivité électrique, des essais de pompage par palier ont été effectués dans

différents puits dans la zone d'étude. Les débits testés vont de 0,6 à 6,1 m³/h. Chaque pompage est d'environ 30 minutes et 2 à 4 valeurs de débits sont appliquées, en fonction des rabattements observés dans les puits pompés.

Les données de rabattements ont été traitées comme présentés dans le paragraphe C.4 du matériel et méthode, correspondant au traitement des données de pompages en RQS dans un environnement bruité (marée). Ces données sont ensuite implémentées dans le logiciel de traitement de pompage par palier, OUAIP, créé par le BRGM.

Afin de comparer les résultats de perméabilité des pompages par paliers, au modèle 3D de conductivité hydraulique, une intégration de ces données de conductivité hydraulique a été réalisée sur l'épaisseur de l'aquifère (Tableau 6). Ce traitement permet de récupérer une valeur de transmissivité au droit des différents puits (De Clercq et al. 2020).

Puits	-log T modèle 3D	-log T classique
P6	2.57	2.93
P11	4.03	3.01
P14	3.75	3.70
B4	2.53	2.41

Tableau 6 : Comparaison des valeurs classiques (obtenues par pompage par palier) par rapport à l'intégration du modèle 3D de la conductivité sur la hauteur de l'aquifère en transmissivité (T en m/s)

Même si la transmissivité du puits P11, mesurée grâce au pompage par palier, est 10 fois plus faible que la valeur intégrée du modèle 3D, les trois autres valeurs de transmissivités convergent et valident l'inversion stochastique 3D du modèle hydraulique (De Clercq et al., 2020). Le puits P11 étant situé en bordure de la modélisation de résistivité électrique et hydraulique, le faible maillage des données peut expliquer la différence observée.

Dans une étude récente, comparant les résultats obtenus sur un même site avec des données oscillatoires et des données à taux constant, Cardiff et al. (2019) ont observé que la caractérisation avec les données oscillatoires a fourni des valeurs de conductivité inférieures dans les zones associées à de faibles conductivités, accentuant ainsi le contraste entre la distribution des conductivités. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les oscillations à faible période génèrent des réponses avec des distributions spatiales fortement dépendantes du contraste existant dans la distribution de propriété autour du puits de pompage (Fischer et al. 2020). Ainsi, dans le cadre de l'inversion des pompages harmoniques, les plus forts contrastes de diffusivité sont modélisés autour des puits (Figure 40). Cette dépendance des résultats aux hautes fréquences est un inconvénient qui est

compensé par la réalisation de pompages harmoniques à basse fréquence ou de pompage en RQS.

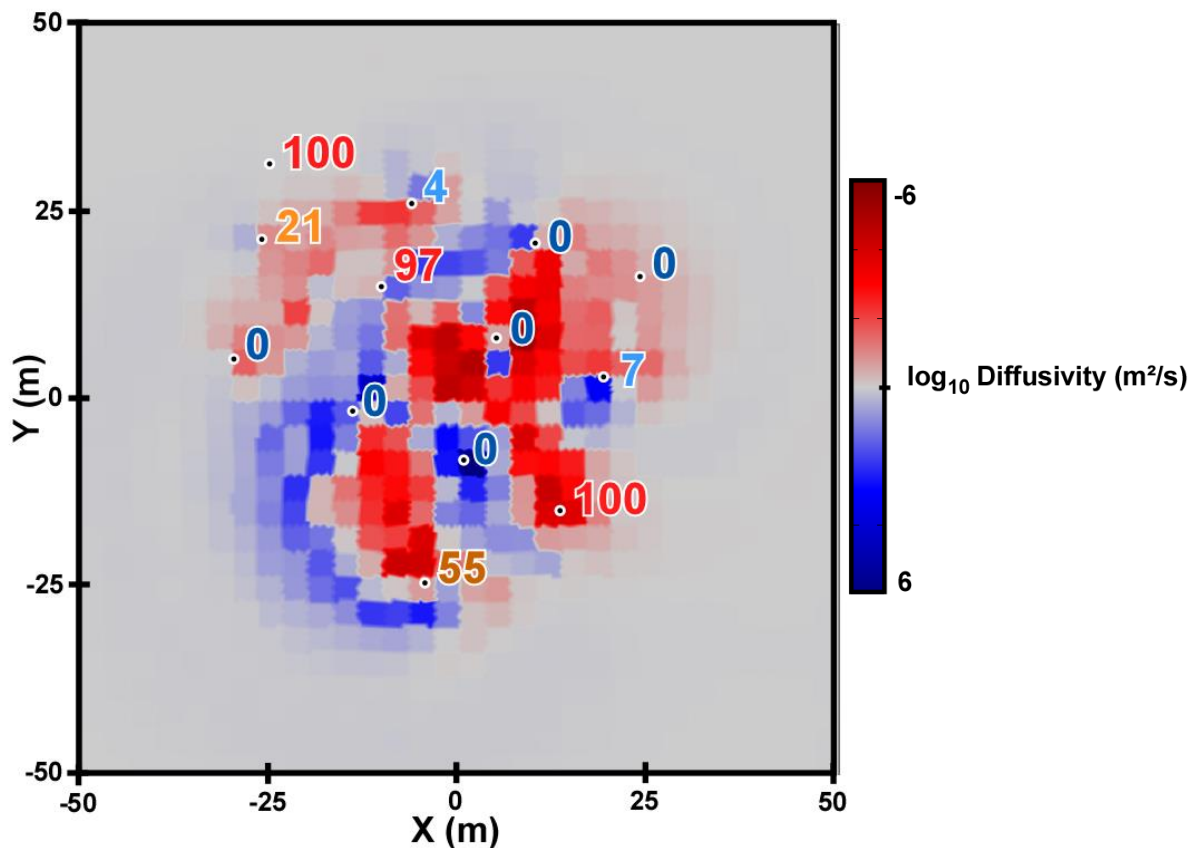


Figure 40 : Carte de diffusivité obtenue par inversion jointe superposée aux fréquences d'observation de LNAPL (en %) pour chaque puits de la zone

La convergence des données de reproduction des rabattements, ainsi que les distributions similaires des résultats des inversions, séparées par fréquences et jointes, permettent de valider les modèles calculés. De plus, la distribution des diffusivités est cohérente avec les connaissances géologiques du milieu et à la mobilité du LNAPL au niveau de la zone étudiée (Fischer et al. 2020).

La carte de la diffusivité peut être mise en corrélation avec les valeurs de fréquence d'occurrence de la phase LNAPL observée dans chaque puits (Figure 40). Les puits dans lesquels le LNAPL est fréquemment observé sont presque systématiquement associés à des zones de faible diffusivité dans le modèle, à l'exception du puits P15. Ce puits a montré un déphasage (retard) lors de l'étude des marnages, mesurés dans les puits de la zone d'étude. Il est donc probable que ce puits ne soit pas conçu de la même manière que les autres, limitant le piégeage du LNAPL dans le puits. De même, presque tous les puits, dans lesquels aucun LNAPL n'est relevé, sont localisés sur le chemin diffusif continu du modèle, à l'exception de P5, situé dans un des angles de la zone modélisée et dont le maillage des

données est moindre. La nappe phréatique de ce champ se déplaçant constamment avec la marée, la phase mobile du LNAPL est probablement piégée dans les zones peu diffusives.

Les deux modèles ne sont pas comparables l'un à l'autre en l'état, de par la force intégrative du modèle de transmissivité et d'emmagasinement. Les conductivités hydrauliques ne peuvent être transformées en perméabilités hydrauliques par intégration des conductivités sur l'épaisseur de l'aquifère considéré. En effet, le calcul des transmissivités est dépendant des coefficients d'emmagasinement et est basé sur la caractérisation d'un état transitoire tandis que le calcul des perméabilités est basé sur un état stationnaire, en régime permanent.

De plus, une telle comparaison fait ressortir les contrastes d'hétérogénéités, or ceux-ci ont été définis par géophysique, dans le cas du modèle de conductivité hydraulique 3D, et par caractérisation hydraulique d'un état transitoire, dans le cas des perméabilités hydrauliques.

Eléments clés du chapitre II

La réalisation de pompage harmonique et en RQS a permis la caractérisation des champs de propriétés hydrauliques de la zone d'étude, perturbée par des variations tidales. Les résultats des deux méthodes sont complémentaires, bien que non directement comparables, car fondés sur des états de caractérisation différents (transitoire et quasi statique).

- Résultats et matériels :

- Le pompage en RQS a permis la réalisation d'une cartographie tridimensionnelle des conductivités hydrauliques de l'aquifère, particulièrement adaptée aux milieux très hétérogènes sur l'axe vertical. Cette caractérisation, nécessitant uniquement du matériel classique de suivi de pompage, est très accessible, tant techniquement que financièrement.

- L'autre méthode de caractérisation dynamique hydraulique présentée, le pompage harmonique, a permis la réalisation d'une cartographie de transmissivité hydraulique et de coefficients de stockage de l'aquifère. Le pompage harmonique nécessite, en plus du matériel classique de pompage, un variateur de fréquence.

- Traitement du signal/bruit :

- Si le traitement du rapport signal/bruit n'est pas automatisé dans le cas du pompage en RQS, il est rendu satisfaisant en isolant les rabattements liés aux pompes, par rapport au bruit lié à la marée.

- Pour le pompage en régime harmonique, le traitement du signal brut est automatisé avec une transformée de Fourier qui permet d'extraire les amplitudes et déphasages des signaux enregistrés. Cette automatisation permet de réduire fortement les débits de pompage, car le rapport signal sur bruit n'a pas de nécessité d'être très élevé.

- Problème inverse :

- Les données de résistivité ont permis de pré-caractériser la zone d'étude et de renforcer la robustesse de l'inversion hydraulique du pompage en RQS, avec des données a priori. De plus, ces données ont permis de réduire le nombre d'inconnues et, ainsi, de réduire le temps d'inversion stochastique, tout en travaillant en 3 dimensions.

- Les termes du pompage harmonique extraits de la transformée de Fourier permettent de se détacher de l'aspect temporel du pompage et de travailler dans le domaine fréquentiel. Les vitesses d'inversion s'en retrouvent améliorées. Les différentes inversions ont permis de reproduire de manière satisfaisante les amplitudes et déphasages observés lors du pompage. Les propriétés de diffusivités calculées ont été validées par comparaison

des données granulométriques et de fréquence d'observation de LNAPL dans les puits, indicateur d'une faible perméabilité hydraulique.

- Validation des modèles :

- Le modèle issu de l'inversion stochastique du pompage en RQS permet de reproduire les rabattements mesurés. Les valeurs de conductivité hydraulique ont été validées par des pompages par paliers réalisés dans 4 puits de la zone d'étude, dont un qui n'a pas été utilisé pour la caractérisation par pompage.

- Le modèle issu de l'inversion déterministe du pompage en régime harmonique a permis de reproduire les amplitudes et déphasages mesurés. La diffusivité (transmissivité et emmagasinement) ainsi obtenue a été validée par croisement avec les données de fréquence d'observation du LNAPL dans les puits de la zone d'étude.

Les deux méthodes de pompage sont adaptées à la caractérisation dynamique des propriétés hydrauliques. D'un côté, l'inversion 3D du pompage en RQS est particulièrement adaptée aux milieux fortement hétérogènes et tout particulièrement d'un point de vue vertical. De l'autre côté, le pompage harmonique est particulièrement adapté aux aquifères pollués (faibles débits de pompage requis) et aux milieux aux forts contrastes de propriétés hydrauliques (karsts, conduites hydrauliques...).

A la lumière de ces modélisations, les ouvrages piézométriques réalisés dans le but de dépolluer la raffinerie ont été raccourcis, afin de limiter l'impact des propriétés hydrauliques de la nappe sous-jacente sur les extractions multiphasiques, dont le but est de récupérer le maximum de LNAPL en limitant la quantité d'eau extraite.

Chapitre III : Suivi du pilote de dépollution de LNAPL mobile par tomographie de résistivité électrique

L'identification d'une lentille de LNAPL mobile, dans un milieu très hétérogène, nécessite un maillage serré, pour la réalisation des puits et sondages de caractérisation et de suivi. L'inconvénient des sondages réside dans le caractère limité de l'information dans l'espace. La réalisation de sondages pour caractériser une pollution permet d'obtenir, par interpolation, une cartographie du site au moment des opérations.

Les puits et piézomètres apportent également une information limitée dans l'espace, mais ces ouvrages piézométriques peuvent être utilisés dans le cadre d'un suivi temporel. Afin de limiter le nombre d'ouvrages piézométriques réalisés, une solution consiste à exploiter l'espace entre les puits via des mesures hydro-géophysique et géophysiques et ainsi avoir une information complète, en trois dimensions, sur l'état de pollution du sol.

De nombreuses études se sont penchées sur la détection d'hydrocarbures par des méthodes géophysiques sensibles aux propriétés des fluides, avec notamment le radar géologique (Bermejo et al, 1997 ; Bradford, 2003 ; Bertolla et al., 2014 ; Babcock and Bradford, 2015) la tomographie de résistivité électrique (Daily and Owen 1991 ; Shima, 1992 ; Sauck et al., 1998 ; Atekwana et al., 2004a ; Deng et al., 2018 ; Iravani et al., 2020) ou encore les méthodes de polarisations induites (IP) (Orozco et al., 2012).

Cependant, aucune d'entre elles n'a cherché à établir un lien entre une épaisseur d'hydrocarbures sur la nappe (quantifiable dans les puits) et un signal géophysique. Ce manuscrit présente les travaux réalisés afin d'établir ce lien entre une quantité d'hydrocarbures dans le sol et une réponse à un signal géophysique. Ces travaux se sont plus particulièrement concentrés sur la réponse du signal de résistivité électrique.

Dans ce projet, la réalisation d'imagerie statique de résistivité électrique nécessite une optimisation des mesures, afin de couvrir une grande zone 3D non statique. Des appareils de mesures à échantillonnage rapide sont utilisés, tels que le Syscal Pro Switch (jusqu'à 1000 mesures/minute, dans des conditions idéales) qui permet de « paralléliser » les acquisitions en effectuant jusqu'à dix mesures simultanées (sur 10 canaux).

La contamination par les hydrocarbures du sol et du sous-sol reste une préoccupation environnementale majeure de nombreuses friches industrielles. La réalisation de cartographies de panaches de contamination ainsi que l'étude de leur impact sur les propriétés biogéochimiques du sol et des eaux souterraines sont des étapes nécessaires à l'établissement des stratégies de dépollution. Habituellement, la caractérisation des sites

pollués telle que préconisée par la réglementation se fait par l'analyse chimique des échantillons provenant de forages réalisés dans la zone non saturée et l'aquifère. Cette démarche invasive accorde une information limitée dans le temps et dans l'espace de la distribution spatiale du panache de contamination avec un coût très élevé. Les techniques géophysiques sont très prometteuses, en tant qu'outils peu coûteux et non invasifs, et peuvent être utilisées dans la gestion des sites contaminés par hydrocarbures. Les méthodes géophysiques, telles que la tomographie de résistivité électrique, la polarisation induite, le géoradar et le potentiel spontané, ont été développées avec succès au cours de ces dernières années. Les applications de ces méthodes ont pu évoluer, dans le but de caractériser des panaches de contaminants et pour étudier leurs impacts sur le sol et les propriétés physico-chimiques des eaux souterraines (Arora et al., 2007 ; Atekwana et al., 2000, 2002, 2004a ; Benson et al., 1997 ; Campbell et al., 1996 ; Glaser et al., 2012 ; Werkema et al., 2003).

III.1 Etat de l'art de la détection de LNAPL par géophysique

La pollution par hydrocarbures est l'un des problèmes environnementaux les plus coûteux et les plus gênants pour les ressources environnantes (sol, eau) des installations industrielles telles que les raffineries. L'élimination de leurs déchets est une problématique susceptible de générer beaucoup de contamination, en plus de potentiels déversements accidentels et de fuites indésirables liées à son fonctionnement. La contamination du sous-sol étant très hétérogène (localisation de déversements non identifiés), la géophysique s'est révélée être un outil pertinent à la description des hétérogénéités spatiales des caractéristiques du sous-sol. L'utilisation de méthodes géophysiques a toujours été liée à l'exploration de ressources et à l'étude du sous-sol. Afin d'arriver à caractériser une pollution au LNAPL par ces outils, il est nécessaire d'interpréter les hétérogénéités spatiales du milieu naturel et des aménagements anthropiques, pouvant modifier les distributions et circulations d'eau et d'hydrocarbures, générant des anomalies dans la répartition des contaminants (Castillo, 2013).

Des études géophysiques approfondies ayant déjà été menées sur la caractérisation de l'étendue de la pollution au LNAPL, les activités de biodégradation microbienne, ou l'emplacement des sources, au cours des deux dernières décennies (Moradi et al., 2011), un état de l'art permet d'orienter les recherches qui seront effectuées pour la caractérisation de l'épaisseur et de la répartition de LNAPL mobile le sol et dans un contexte de marnage.

III.1.1 Les résultats obtenus par méthodes électriques de surface

L'intérêt des méthodes électriques pour la détection du LNAPL découle du fait que les LNAPL sont des isolants électriques, qui peuvent provoquer une augmentation de la résistivité lorsque, en phase mobile, ils déplacent l'eau dans un sol saturé. Cela a été observé dans plusieurs études en laboratoire et sur le terrain, sur différents types de NAPL, comme

montré par Chambers et al., 2004 ; Cassiani et al., 2009 ; Naudet et al., 2014 ou encore Power et al., 2015. La résistivité et la polarisation induite sont des méthodes considérées comme prometteuses pour la détection des hydrocarbures dans les sols. En effet, elles peuvent évaluer les changements géoélectriques spatiaux et temporels, induits par les polluants (Karaoulis et al., 2011 ; Niaounakis and Halvadakis, 2006 ; Power et al., 2015 ; Slater et al., 2000 ; Soupios et al., 2007a, b, c) (Tsai et al., 2020). Des recherches ont été menées, à la fois en laboratoire et sur le terrain (Johansson et al. 2015), afin de mieux appréhender les réponses liées aux méthodes électriques.

III.1.1.a Etudes de la polarisation induite

Plusieurs études de laboratoire sur la polarisation induite spectrale ont observé une augmentation de la résistivité et de la phase avec la présence d'hydrocarbures (King and Olhoeft, 1989 ; Börner et al., 1993 ; Vanhala et al., 1992 ; Vanhala, 1997 ; Chambers et al., 2004 ; Martinho et al., 2006 ; Schmutz et al., 2010 ; Revil et al., 2011 ; Vaudelet et al., 2011) tandis que d'autres ont indiqué le contraire (Olhoeft, 1985 ; Titov et al., 2004 ; Cassiani et al., 2009 ; Schmutz et al., 2010). Il en est de même pour les études de terrains contaminés au NAPL. Par exemple, la présence de NAPL, en phase mobile dans un aquifère non confiné, a entraîné une diminution de la chargeabilité (Flores Orozco et al., 2012), tandis que dans une autre étude de terrain, une chargeabilité élevée a été interprétée comme un indicateur de présence de LNAPL dans du sable argileux (Deceuster & Kaufmann, 2012).

Un certain nombre de modèles conceptuels a été proposé, suggérant que la présence d'hydrocarbures modifie la structure des pores de différentes manières. En enveloppant les surfaces des grains et en inhibant la polarisation des grains, ou en modifiant la taille de l'entrée du pore, le LNAPL affecte le mécanisme de polarisation de la membrane entourant les grains (Johansson et al. 2015).

King and Olhoeft (1989) ont lié l'augmentation de phase, mesurée par polarisation induite, à la polymérisation du toluène. Les hydrocarbures aromatiques, étant hydrophobes, sont fortement adsorbés sur la phase solide, notamment sur la matière organique (Martinho et al., 2006). Ces réactions de surface comprennent des réactions de sorption, dans lesquelles le contaminant adhère à la surface minérale (King and Olhoeft, 1989), ou interagit avec la surface minérale (Vaudelet et al., 2011). Ces phénomènes sont fortement affectés par les conditions de saturation (Breede et al., 2012).

Adbel Aal et al. (2010) ont montré que la biodégradation du diesel a modifié, à la fois, les conductivités électrolytique et interfaciale, via la libération de sous-produits et par l'altération de la surface minérale et le développement bactérien. La présence de biofilms bactériens (Abdel Aal et al., 2006 ; Atekwana and Slater, 2009), agissant comme des particules colloïdales (Poortinga et al., 2002), augmente la réponse associée à la polarisation

de la double couche électronique. Certaines activités bactériennes impliquent des précipitations de fer (Atekwana et Slater, 2009) ou créent des conditions favorables à la précipitation de sulfate de fer, en induisant des changements chimiques dans les eaux souterraines (Flores Orozco et al., 2012). Selon Blondel et al. (2014), il n'est pas nécessaire d'acquérir des paramètres de chargeabilité et de retard de phase pour localiser la contamination sur le terrain, car ces paramètres, précédemment cités, ne subissent aucun changement.

Les potentielles variations dans la préparation des échantillons et des classes d'hydrocarbures étudiés impliquent que la comparaison de résultats de polarisation induite, provenant des mesures en laboratoire, n'est pas aisée (Cassiani et al., 2009). Les données de terrain sont souvent encore plus difficilement comparables, en raison des différentes conditions telles que le cadre géologique et l'état de dégradation (Blondel et al. 2014).

La réponse de polarisation induite mesurée dépend de la distribution, de la concentration et des types de contaminants présents dans le sous-sol (Kemna et al., 2012 ; Blondel et al., 2014).

III.1.1.b Etudes de la polarisation spontanée

Pour ce qui est de la réponse de polarisation spontanée, bien qu'elle ait été beaucoup suivie (Atekwana et al., 2004 ; Giampaolo et al., 2014 ; Minsley et al., 2007 ; Naudet and Revil, 2005 ; Werkema et al., 2003 ; Żogała et al., 2012), elle est limitée par le manque de processus redox dans les panaches de contaminants riches en matière organique (Revil et al. 2012, Tsai et al. 2020).

Selon Che-Alota et al. (2009), les conditions redox au niveau d'une contamination en hydrocarbures diffèrent significativement des conditions du milieu non impacté. Naudet et al. (2003 et 2004) ont suggéré que les anomalies de potentiel spontané dans les panaches de contaminants riches en matière organique sont générées en réponse aux processus redox, car on observe souvent une corrélation positive entre le potentiel d'oxydoréduction et le potentiel spontané résiduel. Abbas et al. (2018) et Sauck et al. (1998) ont tout de même observé un changement de comportement de la polarisation spontanée avec des valeurs négatives dans les zones contaminées et faiblement positives dans les zones contaminées. Cette observation a été réalisée avec une étroite corrélation avec les valeurs de potentiels redox (Figure 41).

Minsley et al. (2007) résument le consensus en écrivant qu'il existe une corrélation entre la présence de contaminants et la valeur de potentiel spontané lorsque les contaminants se biodégradent activement dans des conditions favorables. Dans d'autres cas, les sources de potentiel spontané ne sont pas spatialement corrélées avec la présence de contaminants en

raison de la variabilité d'autres facteurs biogéochimiques qui affectent la dégradation des contaminants.

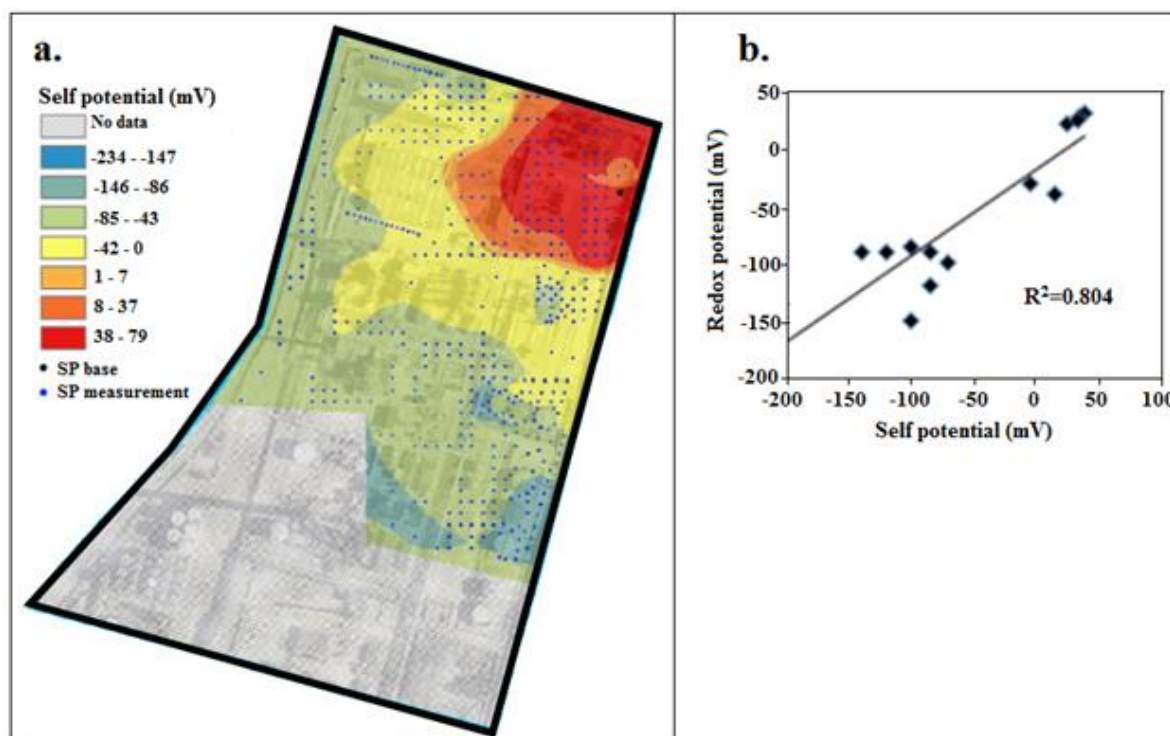


Figure 41 : Carte SP montrant des valeurs négatives dans la zone contaminée et des valeurs positives dans la zone propre (a). Une bonne corrélation a été observée entre les distributions de potentiel spontané et redox avec un coefficient de corrélation de 0,804 (b) (Abbas et al. 2018)

III.1.1.c Etudes de la résistivité électrique

De nombreuses études géophysiques sur la pollution organique indiquent que les hydrocarbures sont résistants d'un point de vue électrique et ont tendance à augmenter la résistivité (Daily et al. 1995 ; Benson et al., 1997 ; Sauck, 2000 ; Halihan et al., 2005). Toutefois, Benson (1997) a montré que les valeurs de résistance très élevées, obtenues dans les études réalisées par le passé, étaient dues à la surveillance à court terme des sites où l'altération géochimique liée à la biodégradation de LNAPL n'avait pas eu lieu, avec, par exemple, une couche argileuse ayant entravé l'activité microbienne (Tezkan et al. 2005, Moradi et al. 2011).

Selon Halihan et al. (2005), dans les cas où un panache a vieilli d'environ 50 ans, le LNAPL peut montrer une conductivité élevée par rapport aux matériaux géologiques environnants. L'accumulation initiale de produit mobile ne peut apparaître comme zone résistante que jusqu'à ce que la biodégradation soit établie. Ainsi, dans les anciens sites pollués (quelques semaines à quelques années en fonction d'autres facteurs environnants), où la pollution peut être classée comme mature, la résistance est plus faible, c'est-à-dire une

conductivité électrique plus élevée (Atekwana et al. 2000 ; Atekwana and Slater. 2009). Sauck (2000) a décrit un modèle qui suggère que les sites contaminés par les hydrocarbures âgés pourraient développer des anomalies de résistance relativement faible, en raison de la minéralisation des fluides, résultant de l'altération des minéraux avec la production d'acides organiques et carboniques (Atekwana et al., 2004a). Dans les différents travaux présentés au cours de leurs carrières, les membres de l'équipe d'Estella A. Atekwana, Eliot A. Atekwana et William Sauck ont montré que les anomalies de faible résistance n'étaient pas seulement liées à la production organique et d'acide carbonique. Atekwana et al. (2009) suggèrent qu'une très faible anomalie de résistance dans les milieux contaminés n'est pas simplement le résultat de l'augmentation de la conductance électrolytique, mais peut également être liée à la production de biosurfactants ioniques (Moradi et al. 2011). Ainsi, le comportement de la couche électrique surfacique est tout aussi important que la présence d'électrolytes.

Werkema et al. (2003) et Atekwana and Atekwana (2010) ont confirmé ces observations en réalisant des mesures de conductivité verticales sur un site contaminé au LNAPL. Ces mesures ont révélé des conductivités élevées, coïncidant avec la présence de LNAPL et la zone de battement de nappe (zone plus affectée par la dégradation d'hydrocarbures). Le modèle attribue ces conductivités élevées à l'altération minérale, résultat des sous-produits des processus d'oxydoréduction microbienne. De plus, en appliquant la loi d'Archie, Werkema et al. (2003) se sont rendu compte de la nécessité d'être en présence de pores de grande taille (permettant d'avoir grande quantité d'eau à forte conductivité) pour reproduire la conductivité globale mesurée.

Abbas et al. (2018) ont, suite à des mesures de résistivité électrique sur la raffinerie de Petit-Couronne, identifié une rupture nette de signal, qu'ils ont lié à la limite entre une zone contaminée et une zone propre. La première zone, associée à l'absence de LNAPL dans les puits présente d'importantes valeurs de résistivité (150 à 300 $\Omega.m$), au niveau de son aquifère. L'aquifère de la seconde zone, considérée comme contaminée (LNAPL observable dans les puits), a des valeurs de résistivité électrique beaucoup plus faible (15-50 $\Omega.m$) (Figure 42).

Halihan (2017) a démontré, dans un milieu contrôlé, que les méthodes d'imagerie électrique détectent de petites quantités de NAPL (5 cm d'épaisseur à 10 cm de profondeur). Cependant, le volume de NAPL n'est pas la variable contrôlant l'intensité de la résistivité électrique mesurée. La modification du signal de résistivité est principalement liée à une zone de blocage de courant à résistivité élevée à travers la porosité saturée en NAPL. Dans les conditions de cette expérience en cubitainer, des épaisseurs de NAPL de 3,3 cm et plus étaient le seuil pour les changements détectables de résistivité (>3%). Le

changement maximal de résistivité dû à la présence de NAPL était une augmentation de 37% (Halihan, 2017).

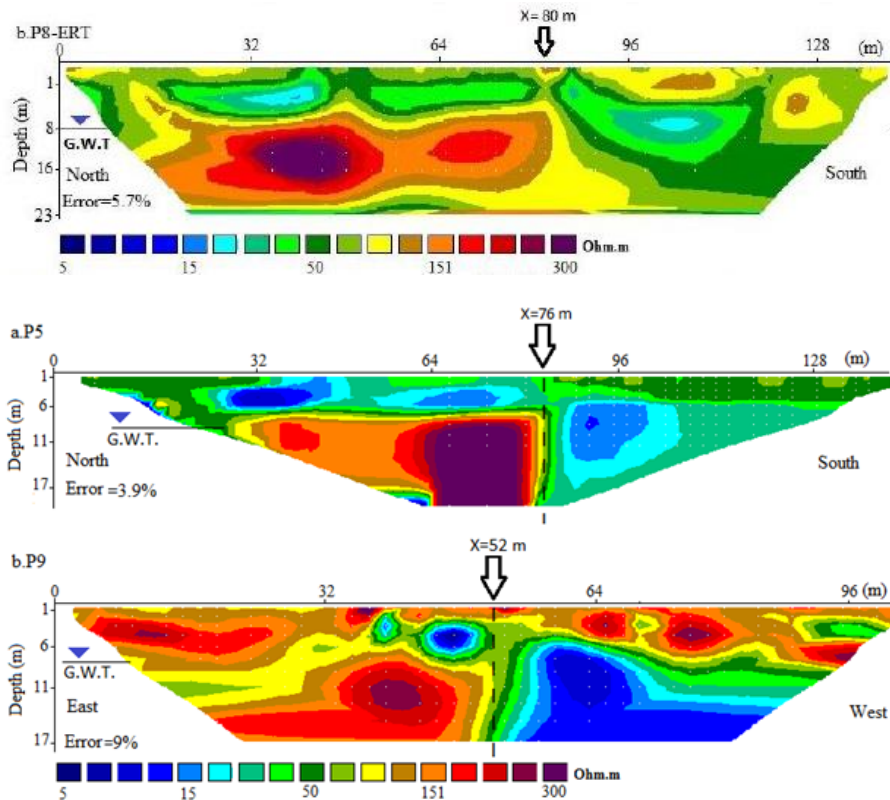


Figure 42 : Profils ERT P5 (a) et P9 (b) qui s'étendent de la zone propre à la zone contaminée. Les profils montrent une variation des valeurs de résistivité électrique de haut en bas à $x = 80\text{m}$ dans P8, à $x=76\text{ m}$ dans P5 et à $x = 52\text{ m}$ dans P9 et illustrent la réponse électrique de zones contaminées dans la partie droite des profils. Abbas et al. (2018)

Les limites de la tomographie de résistivité électrique sont principalement liées :

- Aux variations de résistivité du terrain plus grandes que le NAPL (Daily and Ramirez 1995 ; Deng et al., 2018) ;
- Aux artefacts d'inversion (Loke et al., 2013) qui empêchent la réalisation de time-laps indépendants (Karaoulis et al., 2011).

De plus, l'âge et l'état de dégradation de NAPL changent la chimie de la nappe avec la libération d'ions (biodégradation, altération minérale, dissolution par acides relâchés par les bactéries) (Atekwana and Atekwana, 2010 ; Atekwana and Slater, 2009) qui augmente la conductivité de la nappe (Tsai et al. 2020).

III.1.2 Les résultats d'investigation obtenus par tomographie de résistivité électrique intrusive

La tomographie de résistivité électrique dite intrusive est fondée sur la réalisation de mesures de résistivité électrique avec des électrodes localisées en profondeur, sous le niveau

du terrain naturel. Le positionnement de ces électrodes nécessite donc la réalisation d'un puits ou d'un sondage vertical jusqu'à la profondeur de l'électrode la plus profonde. Etant invasive et donc plus coûteuse (Power et al., 2014) que la tomographie de résistivité traditionnelle de surface, la tomographie de résistivité intrusive permet d'obtenir des résultats avec une meilleure sensibilité aux variations de résistivité électrique en profondeurs (Daniels, 1977 ; Daniels and Dyck, 1984).

L'approche de la tomographie en forages permet d'obtenir une résolution verticale élevée et constante tout au long du profil investigué (Bording et al. 2020). L'utilité des mesures intrusives de tomographie par puits a été démontrée à diverses fins, comme la caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la zone vadose (Binley et al., 2002 ; Looms et al., 2008 ; Klotzsche et al. 2019 ; Kemna et al., 2004), la caractérisation du transport de soluté à l'aide d'essais de traceurs salins (Slater et al., 2000 ; Perri et al., 2012), le suivi de la dépollution (LaBrecque et al., 1996a; Mao et al., 2015; Mao et al., 2016 ; McGlashan et al., 2012 ; Commer et al., 2011 ; Chen et al., 2012 ; Orozco et al., 2013 ; Flores Orozco et al., 2019 ; Bording et al. 2020), l'exploration minérale (Qian et al. 2007) ou encore la cartographie des voies d'écoulement possibles des contaminants (Bording et al., 2019 ; Minsley et al., 2007 ; Slater et al., 2006).

III.1.2.a Etudes de la résistivité électrique en forage

Suite au développement d'algorithmes d'inversion spécifique et fiable (Oldenburg and Ellis, 1991 ; Loke and Barker, 1996 ; LaBrecque et al., 1999), des études synthétiques, des essais en laboratoire et des expériences de résistivité électrique entre forages ont été développés (Deceuster et al. 2006). La tomographie de résistivité en forage a été principalement testée sur des expériences de suivi de mouvements de traceurs (Ramirez et al., 1996 ; Daily et al., 1998 ; LaBrecque et Yang, 2001 ; LaBrecque et al., 2004), pour cartographier les variations de CO₂ ou de vapeur, lors d'injections de gaz (Ramirez et al., 1993 ; Ramirez et al., 2003), ou pour délimiter la structure de karst sous les fondations de bâtiments (Deceuster et al. 2006).

Ingham et al. (2008) et Jones et al. (2010) ont utilisé les mesures de résistivités verticales, afin de caractériser les variations spatiales de la composante horizontale des anisotropies de résistivité électrique des glaces des mers. Les variations de résistivité ont été corrélées à un changement de fraction de volume de saumure conformément à la loi d'Archie. L'interprétation des mesures de résistivité, effectuées en association avec les données sur la température et la salinité recueillies simultanément, permet à la fois l'observation de l'évolution temporelle de la structure des glaces et, dans le cas des mesures antarctiques, l'identification de différents types de glace.

III.1.2.b Couplage de la résistivité électrique en forage et de polarisation (provoqué ou induite) en forage

Dans le cas de l'étude réalisée par Slater et al. (2006), des tomographies de résistivité électrique entre deux forages sur un site contaminé par des hydrocarbures ont permis de faire ressortir une zone de faible granulométrie, avec une faible résistivité électrique. La polarisation induite a permis de mettre en évidence trois couches de dépôts alluvionnaires. Les données de polarisation induite ont suggéré que la couche à grain fin est celle qui retarde l'écoulement des hydrocarbures dans le sous-sol, avec une réponse de faible polarisabilité, correspondant aux profondeurs d'occurrence du kérosène dans les échantillons de sol.

De plus, une étude très récente de Bording et al. (2020) a couplé la tomographie de résistivité électrique et la polarisation induite entre 10 forages, afin de réaliser un suivi temporel de l'injection d'un oxydant dans un sol contaminé. Les mesures, réalisées avant et après deux cycles d'injection d'oxydant, montrent clairement que l'agent oxydant s'est propagé selon le même schéma que les anomalies hautement conductrices, ce qui a été confirmé par des mesures de conductivité de l'eau dans les forages. Les inversions de résistivités électriques montrent également une variabilité spatiale dans la propagation de l'oxydant injecté, certaines zones n'ayant pas été atteintes. Les données de polarisation induite ont perdu en qualité, du fait de l'augmentation trop marquée de la conductivité électrique. Les données acquises avant l'injection de l'oxydant ont tout de même pu être utilisées, afin d'estimer la perméabilité du sous-sol.

Minsley et al. (2007) ont utilisé la polarisation spontanée pour caractériser la pollution en DNAPL sur un site de 250 m², en Caroline du Sud. La cartographie 3D des contaminants a été réalisée à l'aide d'une grille de 2 m en surface et de 4 forages, allant jusqu'à 25,6 m de profondeur. La variation de conditions redox, liée aux principaux contaminants (tétrachloroéthylène et trichloroéthylène), a été montrée comme étant la source électrochimique mesurée par la polarisation spontanée. L'inversion 3D a été facilitée par la collecte de données en forage complétant les données de surface, permettant ainsi de mieux contraindre les résultats en profondeur. Il a ainsi été montré une corrélation raisonnable entre la présence de contaminants et les résultats de l'inversion de potentiel spontané.

III.1.2.c Etudes de la résistivité électrique par forage horizontal

Dans l'étude de Power et al. (2015), la réalisation d'un forage horizontal a permis de mesurer les changements de résistivité électrique, liés à la remédiation d'une zone polluée au DNAPL, avec des électrodes de surface parallèles aux électrodes en profondeur. Ce dispositif a apporté des améliorations significatives par rapport à l'ERT de surface, où la

délimitation de l'assainissement se produisant en dessous de 2 m a été entravée par une résolution limitée en profondeur. La résolution de ce dispositif ERT était telle que même la migration inattendue du DNAPL, dans la partie la plus profonde du réservoir, a été correctement cartographiée. La simulation réalisée indépendamment de l'expérience – prédire la migration du NAPL et prédire les mesures de tomographie de résistivité électrique des distributions simulées du DNAPL – a révélé une excellente corrélation entre les prédictions numériques et les observations réelles. Simyrdanis (2013) a démontré que la distance verticale maximale entre la surface et le forage horizontal est d'environ sept fois l'espacement des électrodes, afin de conserver une bonne intensité de signal.

Cet état de l'art valide l'idée émise par Halihan et al. (2005), que les sites contaminés au LNAPL doivent être traités comme des cas individuels, avec des changements de paramètres dépendants de la composition du sous-sol du site, de l'âge de la pollution, et de nombreuses autres variables spécifiques au site étudié.

III.2 Matériel et méthodes

Les différentes techniques géophysiques utilisées dans le cadre du projet de recherche sont présentées ci-dessous.

III.2.1 Généralité sur la tomographie de résistivité électrique (ERT)

La méthode de prospection électrique est basée sur la relation entre le potentiel électrique mesuré entre deux électrodes placées sur un matériau traversé par un courant électrique imposé entre deux électrodes. C'est une loi physique, appelée loi d'Ohm, qui permet de relier la résistivité aux grandeurs mesurées.

$$\rho = \frac{E}{J} \quad (16)$$

dans laquelle ρ est la résistivité du matériau (en $\Omega.m$), E est la magnitude du champ électrique dans le matériau (en V/m) et J correspond à la magnitude de la densité électrique du courant dans le matériau (en A/m^2).

La résistivité électrique d'un matériau est sa propriété à s'opposer à un flux de courant électrique. Elle dépend des phénomènes de conduction électrolytique et dans une moindre mesure, de conduction électronique.

La mesure de la résistivité, dans le cas d'un sol, est donc très largement influencée par sa teneur en eau (fonction de sa porosité et de la saturation) et par les chemins de communication entre les pores : la tortuosité (Archie, 1942). De plus, la résistivité d'un terrain dépend également de sa lithologie (teneur en argile et granulométrie) et de la salinité des eaux interstitielles (Gupta and Hanks, 1972 ; Munoz-Castelblanco et al. 2013). La conductivité, qui est l'inverse de la résistivité, augmente avec la concentration en ions dans les fluides contenus dans les pores du terrain (conduction électrolytique). Ces ions permettent le transport des charges sous l'effet du champ électrique (Robain et al. 2001). La tomographie de résistivité électrique est majoritairement utilisée pour l'étude des variations d'épaisseurs de couches géologiques (Palacky, 1987 ; Keller and Frischknecht, 1996 ; Li et al. 2018), de l'interface zone saturée/zone non saturée (Archie, 1942 ; Ebong et al. 2021), de la limite d'intrusions d'eau salées (Eissa et al. 2015 ; Kazakis et al. 2016 ; Hasan et al. 2021) et de la mise en évidence de zones faillées (Monahan, 2013 ; Eluwole et al. 2020)

La mesure de résistivité est une valeur globale qui intègre un volume de sol situé entre les électrodes de mesures. Cette grandeur est appelée résistivité apparente et découle de la loi d'Ohm. La résistivité du sol est obtenue par mesure de la différence de potentiel aux bornes de deux électrodes (M et N) associées à l'injection d'un courant d'intensité connu par deux autres électrodes conductrices (+A et -B). L'injection électrique et les mesures de potentiel se font grâce à un résistivimètre *Syscal Pro Switch*, 72 électrodes en acier inoxydable

de 40 cm de long pour 12 mm de diamètre, reliées par des câbles d'une longueur totale de 355 m, avec un branchement situé tous les 5 mètres. La loi d'Ohm devient :

$$\rho_a = k \cdot \frac{V_M - V_N}{I_{AB}} \quad (17)$$

avec A et B les électrodes permettant l'injection d'un courant d'intensité I_{AB} , M et N étant les électrodes permettant la mesure de la différence de potentiel (respectivement V_M et V_N), k est le facteur géométrique dépendant de la disposition des électrodes dans l'espace et ρ_a est la résistivité dite apparente. De manière générale k vaut :

$$k = \frac{2\pi}{\frac{1}{AM} + \frac{1}{MB} + \frac{1}{AN} + \frac{1}{NB}} \quad (18)$$

lorsque les électrodes A B M et N sont en surface.

Différentes dispositions de ces 4 électrodes (appelées quadripôles) sont possibles et ont leurs spécificités. Le choix d'une disposition d'électrodes est dépendant de la résolution et de la profondeur d'investigation souhaitée.

La configuration Schlumberger est illustrée en Figure 43. Elle est sensible aux hétérogénéités superficielles et présente des résultats satisfaisants latéralement et verticalement. Ces quadripôles ont une distance identique entre les électrodes A / M et N / B avec le dipôle de mesure de tension (A-M-N-B) au centre.

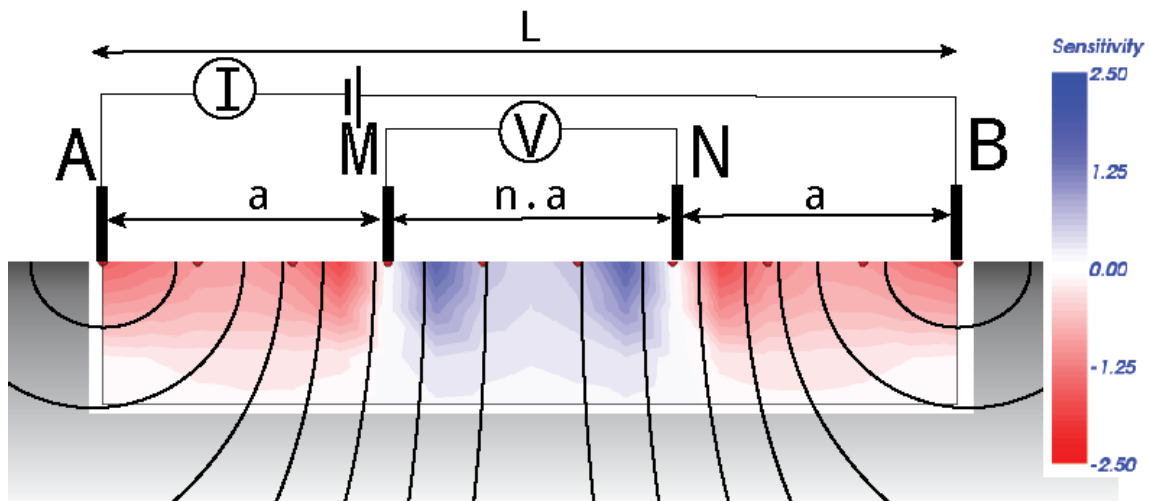


Figure 43 : Schéma de répartition des électrodes pour le dispositif Schlumberger, les équipotentielles liées à l'injection (trait noir) et la sensibilité du quadripôle aux hétérogénéités.

La configuration Wenner est un cas particulier du dispositif Schlumberger avec $n=1$ (Figure 43). Cette configuration est peu sensible aux hétérogénéités superficielles et présente une bonne résolution horizontale. Ces quadripôles ont une distance identique entre les électrodes voisines dont le dipôle de mesure de tension est au centre : A-M-N-B.

La configuration dipôle-dipôle est illustrée en Figure 44. Elle est recommandée pour les structures verticales, car très sensible aux variations horizontales de la résistivité. Elle a une plus grande profondeur d'investigation. Ce dispositif consiste à placer un duo d'électrodes de mesures du potentiel (M et N) situées à côté du duo d'électrodes d'injection (A et B).

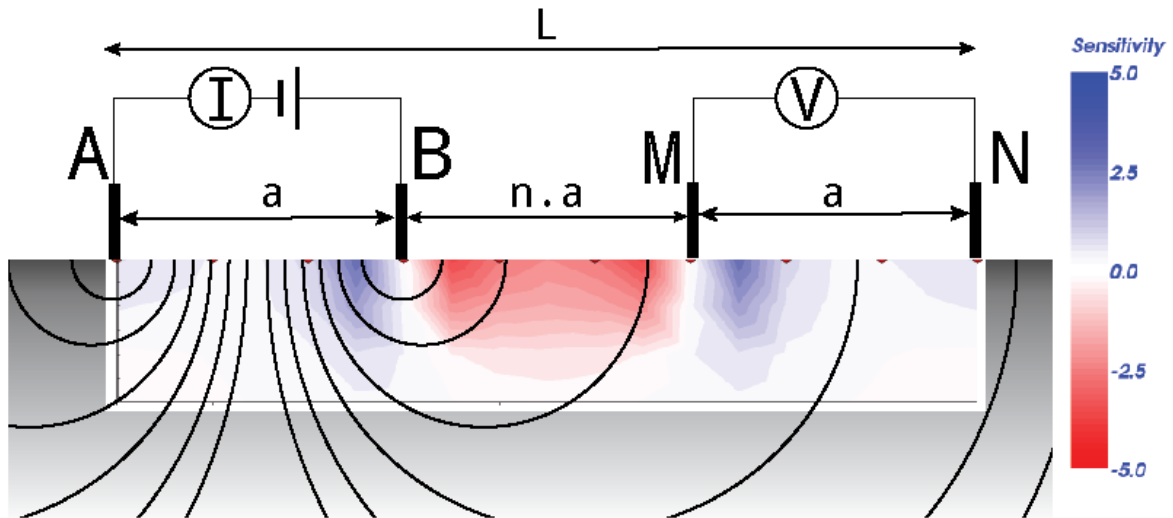


Figure 44 : Schéma de répartition des électrodes pour le dispositif dipôle-dipôle, les équipotentielles liées à l'injection (trait noir) et la sensibilité du quadripôle aux hétérogénéités.

Un profil de tomographie de résistivité électrique correspond à la mesure de l'ensemble des combinaisons possible suivant les dispositifs présentés précédemment, les électrodes jouant, à tour de rôle, le rôle de A, B, M et N. L'espacement entre les électrodes placées le long d'un profil influe sur la résolution des résultats et sur la longueur totale des dispositifs, L. Cette dernière permet de donner une idée de la profondeur d'investigation. La profondeur d'investigation est estimée entre $0,195 \cdot L$ et $0,25 \cdot L$ avec :

$$L = (n + 2) * a \quad (19)$$

ou a correspond à l'espacement entre le duo d'électrodes d'injection et le duo d'électrodes de mesure de la différence de potentiel et $n \cdot a$ l'espacement entre les électrodes B et M (Figure 43 et Figure 44).

Une fois les profils réalisés, les données sont transférées vers le logiciel « *Prosys II* » pour traitement. Ce dernier consiste à retirer les quadripôles dont l'intensité d'injection est trop faible ($I_{AB} < 0.1$ mA), dont la différence de potentiel est trop basse ($|V_{MN}| < 0.1$ mV) ou dont la valeur de résistivité n'est pas stable. Ces conditions sont, dans la majeure partie des cas, liées à un mauvais contact de l'électrode en acier inoxydable avec le milieu étudié.

Les résistivités mesurées sont des résistivités apparentes qui doivent être inversées. Les méthodes d'inversions tentent de déterminer un modèle de résistivité électrique qui se

rapproche au mieux des mesures obtenues. Dans le cadre de ce projet de recherche, le logiciel ERTLab 64 a été utilisé pour inverser les sections de résistivité apparente.

L'inversion des données a pour résultat une carte de résistivité du sous-sol sous la forme d'un modèle. A partir de ce modèle, les résistivités apparentes sont calculées numériquement. Le choix de la pertinence ou non du modèle repose sur la qualité de minimisation entre les résistivités apparentes mesurées sur le terrain et numériques.

En complément de la réalisation d'une imagerie statique de la résistivité électrique, ce projet de recherche propose également l'établissement d'un suivi temporel des variations de la résistivité électrique mesurée en surface et entre forage. Les mesures seront comparées à un état de référence (temps zéro), ce qui permet de supprimer des phénomènes de bruit, afin de caractériser correctement les processus dynamiques liés à l'écoulement du produit pur.

La tomographie de résistivité électrique de surface permet d'obtenir une image de la résistivité électrique du sous-sol, en mesurant la résistivité électrique apparente pour différentes combinaisons d'injection de courant et de mesure de potentiel électrique sur un jeu d'électrode installé en surface et (ou) en forage.

III.2.2 Tomographie de résistivité verticale (électrodes immergées et verticales)

L'imagerie entre forage, ou tomographie de résistivité verticale, emploie des techniques similaires à celles utilisées dans les sondages et le profilage de surface. Cette méthodologie permet l'obtention d'une section de résistivité électrique, mais en incorporant des données mesurées directement en profondeur. La technique a été utilisée pour de nombreuses applications différentes, notamment : l'imagerie d'intégrité de barrière réactive perméable (BRP), la cartographie des contaminants d'hydrocarbures, l'imagerie des séries temporelles d'infiltration des eaux souterraines, les études de traceurs ou encore l'estimation de la perméabilité et de la transmissivité (Slater et al. 2006).

Ainsi, par rapport à la méthode de résistivité ERT de surface, le sondage ERT résout efficacement le problème de faible résolution des données en profondeur. La présence d'électrodes de résistivité en profondeur permet l'obtention d'une résolution plusieurs fois supérieure à celle de la résistivité depuis la surface, ce qui permet de mieux caractériser les variations de propriétés électriques en profondeur et de réaliser une inversion mieux cadrée des propriétés mesurées (Figure 45).

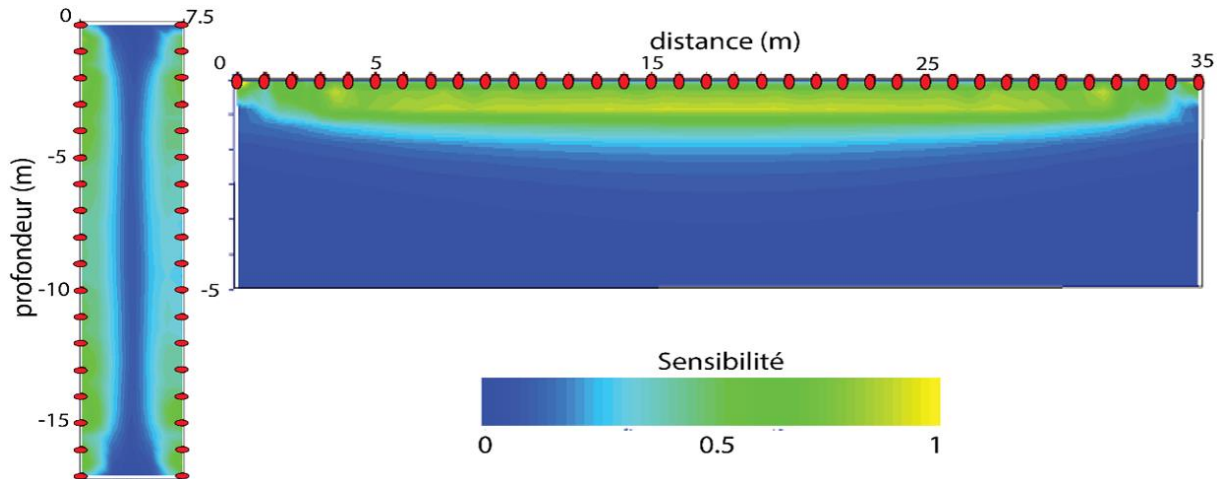


Figure 45 : Comparaison des sensibilités obtenues dépendamment du positionnement des électrodes (ERT-vertical vs ERT-surface).

Dans le cas d'électrodes situées en profondeur, le calcul du coefficient géométrique est légèrement modifié. En effet, pour des électrodes AB-MN situées en profondeur, les images électriques A' B'- M' N' sont induites avec des distances égales à l'interface air-terre, mais au-dessus de la Terre (Van Nostrand and Cook, 1966, 1966). L'équation (18) du coefficient géométrique devient alors la suivante :

$$k = 4\pi / \left(\frac{1}{AM} + \frac{1}{A'M} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{B'M} - \frac{1}{AN} - \frac{1}{A'N} + \frac{1}{BN} + \frac{1}{B'N} \right) \quad (20)$$

Des études numériques réalisées par Zhou and Greenhalgh (2001) ont montré que les mesures réalisées entre 4 électrodes sont efficacement employées en tomographie de résistivité en forage. La configuration dipôle-dipôle (AM-BN) présente l'avantage de ne pas avoir d'électrodes à distance, de satisfaire aux conditions de réciprocité, d'avoir une sensibilité ajustée en fonction de l'espacement inter électrodes et de permettre une acquisition dans les zones dont l'encombrement de surface est limitant (infrastructures, bâtiments, routes, zone de stockage) ou contraint par le fonctionnement du site (circulation).

Afin de caractériser l'épaisseur de LNAPL sur le dessus de la nappe, il est nécessaire de savoir caractériser des hétérogénéités fortes, mais de faible épaisseur, à la surface de la nappe. De ce fait, le positionnement d'électrodes de résistivité électrique positionnées à la verticale y est tout particulièrement adapté. Ce positionnement permet de gagner en précision verticale, notamment à proximité de la profondeur à laquelle se trouvent les électrodes.

III.2.3 Technique d'inversions par le logiciel ERTLab64

Afin d'interpréter les données de résistivité apparente, le logiciel ERTLab64 effectue une procédure d'inversion basé sur un modèle (c'est-à-dire une distribution spatialement

variable de la résistivité du sous-sol) dont la validité est basée sur sa capacité à reproduire les valeurs de résistivité électrique apparente acquises sur le terrain en surface ou en forage.

La procédure numérique utilisée par le logiciel ERTLab64, qui est basée sur une technique d'optimisation déterministe appelée Gauss-Newton, requiert trois éléments : un modèle direct qui calcule numériquement les résistivités apparentes en fonction d'un maillage tridimensionnel, une fonction objective qui énonce les critères d'ajustement entre le modèle et les mesures, et un algorithme de recherche qui détermine la manière dont le modèle « optimal » de résistivité s'approche au maximum des mesures réalisées.

III.2.3.a Problème direct

En supposant une distribution de conductivité isotrope $\sigma(x, y, z)$, le modèle direct peut être défini par l'équation de Poisson :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\sigma \frac{\partial V}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\sigma \frac{\partial V}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\sigma \frac{\partial V}{\partial z} \right) = -I \delta(x) \delta(y) \delta(z) \quad (21)$$

Soumis aux conditions aux limites :

$$\sigma \frac{\partial V}{\partial n} + \beta V = 0 \quad (22)$$

Avec V le potentiel électrique, I l'intensité du courant injecté, δ la fonction de Dirac, n est la normale externe et β est le type de condition aux limites. La condition aux limites de Neumann ($\beta=0$) impose un flux de courant nul aux limites. La condition aux limites mixte (β constant, mais non nul) impose un flux de courant constant, mais non nul, correspondant à une « limite non réfléchissante ». L'intérêt de cette limite mixte est de supprimer la nécessité de modéliser le flux de courant à des distances significatives de la zone d'intérêt lors de l'approximation d'une région semi-infinie. La condition aux limites de Dirichlet ($V=0$) impose un potentiel nul aux limites.

Les solutions analytiques de l'équation (21) ne sont pas disponibles pour les distributions de conductivité hétérogènes. Pour cela, l'équation est résolue avec la méthode numérique des éléments finis. La région est discrétisée en points discrets (nœuds) et en éléments tétraédriques. Une solution approximative est déterminée en ces points. La variation de conductivité est introduite en attribuant des valeurs élément par élément. La résolution numérique de cette équation permet de calculer la distribution spatiale du potentiel électrique en 3D, mais seules les valeurs aux endroits des électrodes de potentiel sont récupérées pour calculer avec la loi d'Ohm la résistivité électrique apparente dite numérique.

III.2.3.b Problème inverse

Pour la modélisation inverse, la subsurface est discrétisée en plusieurs blocs auxquels nous attribuons des valeurs de conductivité électrique notée m . La procédure d'inversion

visé donc à trouver les meilleures valeurs de la conductivité électrique. En raison de la large gamme possible de conductivité du sol, la conductivité log-transformée est utilisée comme paramètre d'inversion :

$$m_j = \ln \sigma_j \quad (23)$$

Avec ($j = 1, \dots, M$), où M est le nombre de paramètres.

Le modèle inverse tente de déterminer le « meilleur » ensemble de paramètres m qui correspond aux données en utilisant le modèle direct (équation (21)) pour calculer les résistivités apparentes pour les configurations de mesure utilisées sur le terrain.

Le problème inverse est formulé de manière à minimiser une objection objective (24), qui est exprimée sous forme des moindres carrées des écarts entre les valeurs numériques et mesurées de la résistivité apparente :

$$\Psi_d(m) = \|W_d[d - f(m)]\|^2 \quad (24)$$

où f est l'opérateur du modèle direct et W_d est une matrice diagonale qui introduit les incertitudes ε_i (avec $i = 1, \dots, N$) sur les données de résistivité apparentes :

$$W_d = \text{diag}(1/\varepsilon_1, \dots, 1/\varepsilon_N) \quad (25)$$

Malheureusement, en raison du caractère non unique de la solution inverse des résistivités électriques, l'utilisation de la fonction objective (24) aboutit généralement à des solutions instables. Pour contraindre l'inversion, une régularisation est intégrée. Elle agit comme un stabilisateur numérique et une contrainte pour guider l'inversion à la convergence vers un modèle géologique réaliste en incluant des informations a priori dans ce terme de régularisation. La fonction objective consiste en un terme qui évalue le degré de minimisation des données $\Psi_d(m)$ et un second terme sur le degré de concordance du modèle avec l'information a priori $\Psi_m(m)$.

$$\Psi(m) = \Psi_d(m) + \Psi_m(m) \quad (26)$$

Ce terme peut contenir des informations sur l'amplitude de la variabilité de conductivité électrique, c'est-à-dire le contraste entre deux conductivités attribuées entre deux blocs voisins. Habituellement, le degré de lissage est établi avec des matrices d'opérateurs numériques du premier ou du second ordre de la dérivée spatiale de la conductivité sur les différentes directions.

L'équation (26) peut alors s'exprimer ainsi :

$$\Psi(m) = \|W_d[d - f(m)]\|^2 + \alpha \|W_m(m - m_0)\|^2 \quad (27)$$

Avec α le paramètre de régularisation, W_m est une matrice de poids qui définit l'étendue spatiale et la nature du lissage entre chaque paramètre et ses voisins. m_0 est un vecteur de

paramètre de référence, non nécessairement uniforme. La prise en compte par rapport à un vecteur de référence peut être supprimée en attribuant m_0 au vecteur nul. De même, le lissage entre des blocs de paramètres adjacents peut être évité en fixant W_m équivalent à une matrice diagonale unitaire.

La matrice de poids W_m peut être construite pour permettre un lissage anisotrope, par exemple, en forçant un lissage horizontal plus important qu'un lissage vertical. Le vecteur m_0 peut se voir attribuer les valeurs attendues des logarithmes de la conductivité de la zone étudiée, ou il peut être le résultat d'un modèle inverse précédent (Constable et al. 1987 ; Pek and Santos, 2006 ; Wang et al., 2016). Cela est utile pour l'étude des changements temporels avec des données temporelles. Le deuxième terme de poids dans l'équation (26) peut alors être considéré comme un moyen d'incorporer des informations a priori dans l'inversion. Son rôle principal est, toutefois, de stabiliser l'inversion. Des précautions doivent être prises lors de l'application de ces termes, dans certains cas, par exemple, un modèle lisse, bien que stable, peut être inapproprié (par exemple, des supports en couches où les couches adjacentes ont des résistivités très différentes).

Une régularisation de ce type est bien établie dans la littérature et a donné lieu à l'invention du terme d'inversion d'Occam (Labrecque et al., 1999).

La minimisation de l'équation (27) peut être obtenue grâce à l'application de méthodes de la descente du gradient. En utilisant l'approche de Gauss-Newton, la minimisation de l'équation (27) donne les équations itératives suivantes :

$$(G_k^T W_d^T W_d G_k + \alpha W_m^T W_m) \Delta m_k = G_k^T W_d^T W_d [d - f(m_k)] - \alpha W_m^T W_m (m_k - m_0) \quad (28)$$

$$\text{Et } m_{k+1} = m_k + \Delta m_k \quad \text{avec } k=1,2,3\dots \quad (29)$$

Dans l'équation (21) G_k est la Jacobienne (ou matrice de sensibilité) évaluée pour le modèle courant m_k . La solution de l'équation (21) dépend de l'affectation appropriée du paramètre de régularisation α et des erreurs de données dans W_d . LaBrecque et Ward (1990) ont proposé un schéma qui permet la repondération des données au cours du processus itératif dans l'équation (28). Morelli and LaBrecque (1996) ont montré comment ce schéma peut être utilisé pour des problèmes de tomographie de résistivité électrique tridimensionnels.

III.2.4 Le cubitainer : pollution et équipement géophysique

Dans la présente étude, la représentation de la zone d'intérêt a été réalisée à l'échelle d'un cubitainer, rempli de matériaux limoneux provenant de la zone de battement de nappe de la zone pilote. Le contenant du cubitainer, d'un volume proche de 1 m³, permet

d'observer les variations spatiales et temporelles, en réponse à une pollution évoluant en trois dimensions à la surface de la nappe, dont le niveau a été fixé à 55 cm du fond du cubitainer (Figure 46).

Les mesures de tomographie de résistivité électrique sont réalisées par 4 tiges d'électrodes verticales (TEV), composées chacune de 15 électrodes, utilisées pour la mesure de la résistivité, réparties verticalement et espacées de 5 cm les unes par rapport aux autres, entre la surface et 70 cm de profondeur. Trois des tiges d'électrodes verticales sont disposées suivant une forme triangulaire autour d'une TEV centrale (Figure 47). La configuration prévue sur le terrain lors de l'essai pilote de suivi de pompage écrémage de LNAPL (**partie III.3**) a été reproduite dans le cubitainer.

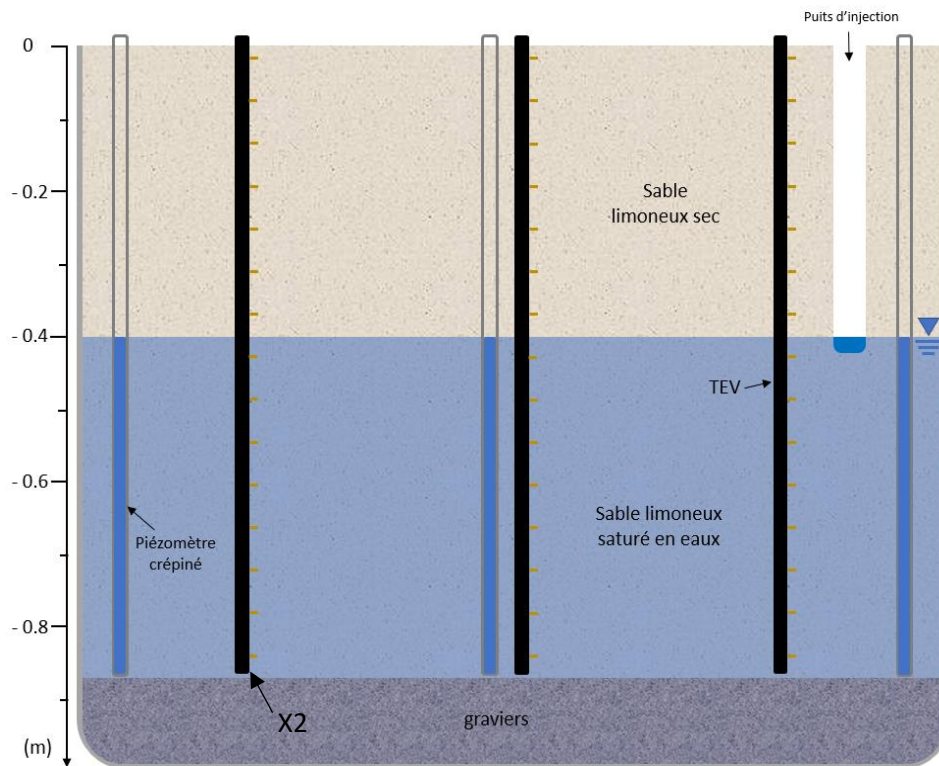


Figure 46 : Schéma X-Z des éléments composant le cubitainer, le positionnement des électrodes de résistivité électriques verticales et la zone saturée en eau.

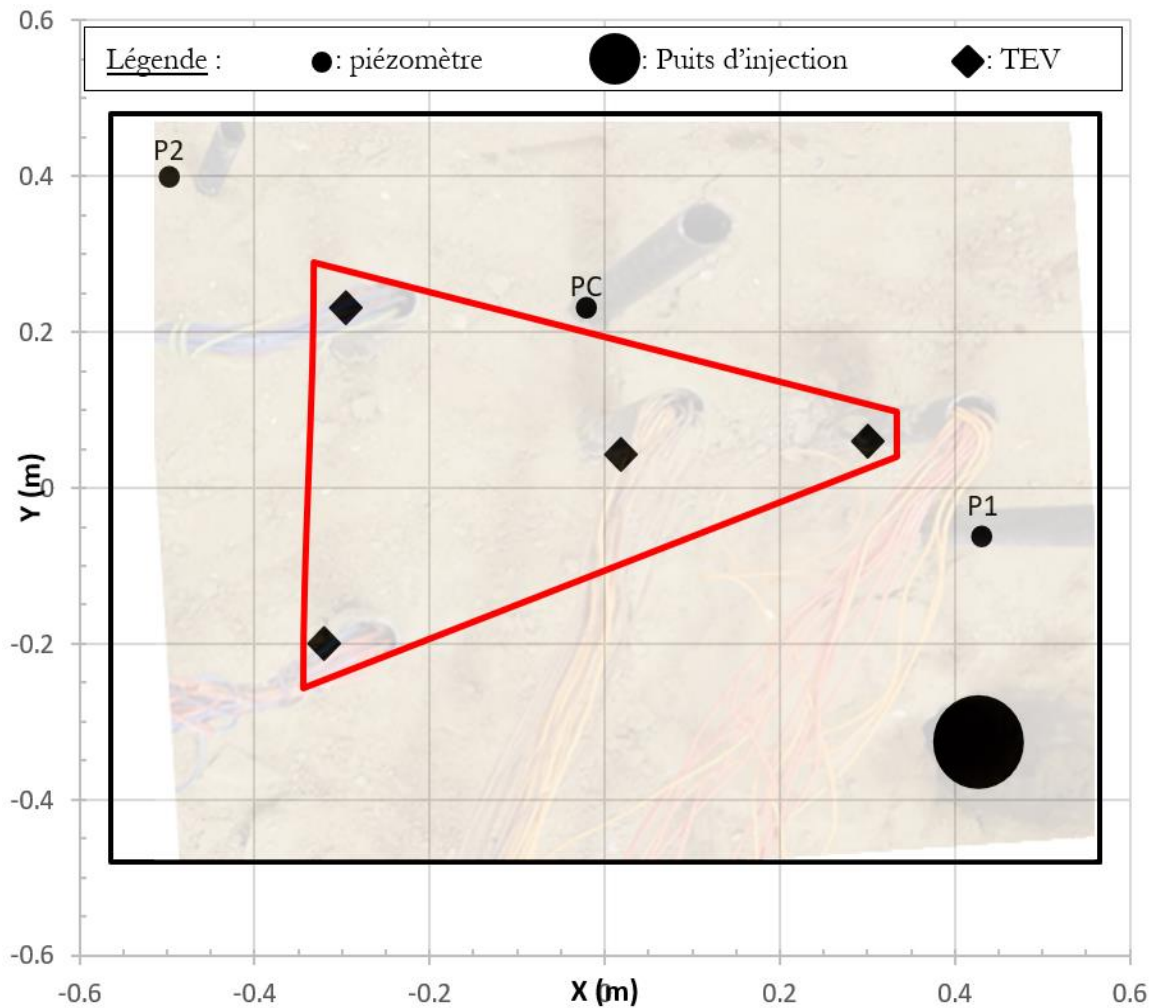


Figure 47 : Plan du cubitainer et positionnement des tubes (piézomètres et électrodes de résistivité verticales) et du point d'injection d'hydrocarbures. La délimitation rouge représente la zone de mesures des résistivités électriques.

Du LNAPL a été déversé progressivement (1,5 L/h) au niveau de la zone saturée via un puits d'injection réalisé à la tarière creuse. Cette injection s'est déroulée en deux phases de 8 h chacune. La première phase a débuté le 15 février à 10 h pour se terminer à 18 h. Aucune trace de LNAPL n'a été mesurée au niveau des piézomètres de contrôle (P1, PC et P2), malgré l'injection d'environ 12 L de LNAPL. Les paramètres régissant le transport du LNAPL n'ont pas été évalués dans l'optique d'une modélisation numérique de la répartition du LNAPL à la surface de la nappe du cubitainer (pression capillaire, tension interfaciale, mouillabilité, perméabilité relative) (Newell et al. 1995).

L'injection s'est poursuivie le lendemain, suivant les mêmes horaires. Au total, 24 L de LNAPL en phase pure ont été injectés. Une semaine après l'injection, l'épaisseur moyenne de LNAPL dans les piézomètres est de 6,5 cm. Par transparence des parois du cubitainer, l'épaisseur de LNAPL mobile dans le cubitainer a été évaluée à 5 cm.

III.2.5 Dispositif de mesure in situ

La nappe phréatique de la zone pilote choisie étant située entre 5 et 6 m sous le terrain naturel, la précision des mesures requise pour la caractérisation de la lentille d'hydrocarbures ne permet pas la réalisation de mesures de résistivité depuis la surface. Des électrodes immergées ont été installées dans les puits déjà existants et des tiges d'électrodes permanentes verticales (appelées TEV par la suite) ont été positionnées à l'aide d'un tube en PVC inséré via un sondage.

Les électrodes situées dans les puits sont espacées de 50 cm et ne réalisent des mesures qu'à la condition d'être immergées (Figure 48.B). La densité de quadripôles de mesures de résistivité électrique au niveau de la lentille d'hydrocarbures est assurée par le positionnement des tiges d'électrodes verticales (Figure 48.A), espacées de 25 cm entre -4,25 et -7 m à proximité du puits central (P16) de la zone d'étude. Les TEV, comportant 12 électrodes chacune, ont été positionnées dans l'axe entre les puits déjà existants et le puits central.

L'ensemble de la zone d'étude, s'étendant sur 225 m², est modélisée par le dispositif de mesure de résistivité électrique composé des TEV et complété par 36 électrodes de résistivité électrique « classique » positionnées en surface et suivant une maille carrée de 5 m (Figure 48.C). La zone d'étude caractérisée comporte 8 puits, dont 4 seront équipés d'électrodes immergées, placées sur des câbles indépendants. Ayant 4 bobines de câbles d'électrodes de résistivité immergée à disposition, chacun des puits mesurés sera équipé par un câble de manière permanente. Les puits immergés ont soit 4 (B4) soit 9 (P16, P12, P19) électrodes immergées en fonction de la hauteur de la colonne d'eau de chaque puits. Au total, ce sont 103 électrodes qui seront utilisées pour la caractérisation tridimensionnelle de la zone d'étude.

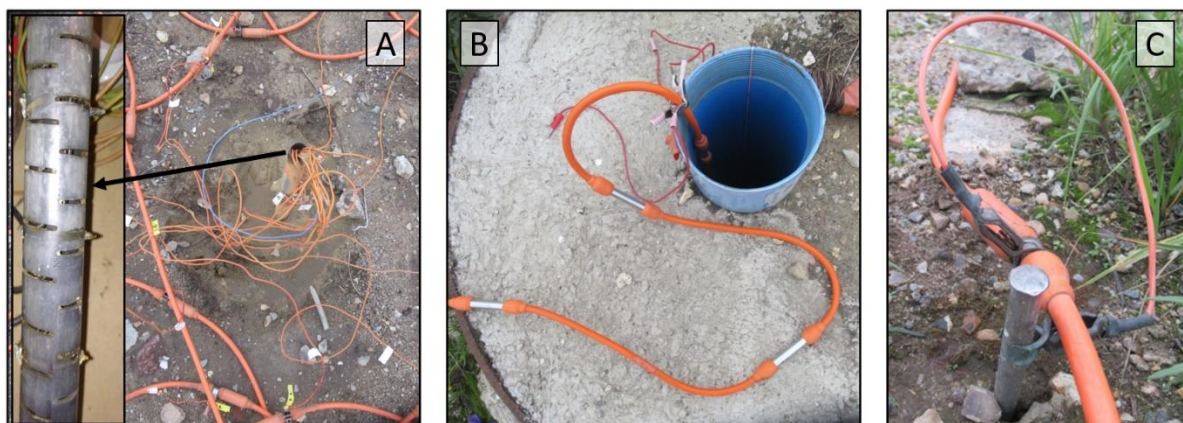


Figure 48 : Différents types d'électrodes utilisées pour les mesures de résistivité électrique 3D. A : TEV en place et détail de construction (vignette) ; B : électrodes immergées ; C : électrode de surface classique.

III.3 Calibration de la réponse de tomographie de résistivité électrique au LNAPL

La caractérisation tridimensionnelle d'une lentille de LNAPL mobile, dans un milieu très hétérogène, nécessite un maillage serré pour la réalisation des puits et sondages. L'inconvénient des sondages réside dans le caractère limité dans le temps et dans l'espace de l'information. En effet, les sondages ne permettent pas de suivi temporel, à moins de réaliser une série de sondages, proches dans l'espace et étalés dans le temps. La réalisation de puits et piézomètres apporte également une information limitée dans l'espace, mais il est possible d'utiliser ces ouvrages piézométriques pour un suivi temporel. Chacune de ces méthodes d'investigation apporte un certain nombre de biais qui lui sont propres. Afin de limiter le nombre d'ouvrages piézométriques réalisés, il faut être en mesure d'exploiter l'espace entre les puits, par des mesures hydro-géophysique, et ainsi avoir une information complète, en trois dimensions, sur l'état de pollution du sol. La distance entre les puits est dépendante de la profondeur des puits avec un ratio D/P (distance entre deux puits/profondeur des puits) devant être inférieur à 0,75 ou 0,5 selon la caractérisation recherchée et la géologie étudiée (Labrecque et al. 1996a).

III.3.1 Essai pilote en cubitainer

Afin de comprendre comment réagissent les signaux géophysiques à la présence de pollution de type NAPL dans un aquifère, la réalisation de mesures d'éprouvettes, dans un milieu construit, permet de calibrer la réponse attendue par tomographie de résistivité électrique verticale.

Les 60 électrodes sont utilisées pour la réalisation de 3495 quadripôles, suivant la configuration dipôle-dipôle AM-BN. La durée moyenne de réalisation des mesures, à l'aide du Syscal Pro Switch, est de 3h30 pour ce pilote. Le modèle d'inversion est fondé sur un maillage de 2,5 cm (moitié de l'espacement inter-électrodes). La modélisation des bords en plastique du cubitainer a été réalisée en fixant à 0 les flux de courant par la condition de limite de Neumann (Chapko et al., 1999 ; Li, 2011 ; Brogгинi et al. 2017).

Un total de 6 tomographies de résistivité électrique verticale ont été effectuées au cours des quatre jours de suivi de l'évolution de la répartition du LNAPL injecté. Ces mesures sont comparées à l'état initial réalisé juste avant le début de l'injection de LNAPL (Figure 49).

L'évolution des résistivités, en comparaison avec l'état initial, réalisé avant injection de LNAPL, permet de faire ressortir les variations liées à ce changement de contenu du cubitainer (Figure 49) (Grellier et al. 2008, Houzé et al., 2017).

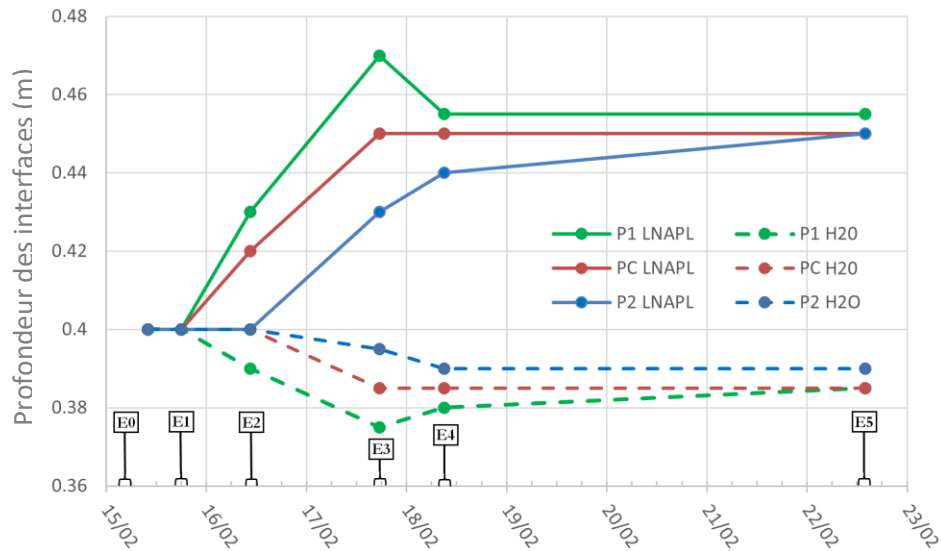


Figure 49 : Evolution temporelle des niveaux piézométriques (LNAPL = interface LNAPL/air, H2O = interface LNAPL/eau) du cubitainer en fonction des mesures de résistivité électrique du cubitainer (Ei)

La mesure de piézométrie, réalisée 8 heures après l'injection de LNAPL n'a pas permis de mettre en avant l'arrivée de produit pur au niveau des piézomètres. Cependant, dès la seconde tomographie (E1 à H+8, Figure 49) un changement de résistivité est notable dans l'angle de l'injection de LNAPL. Les tomographies suivantes illustrent l'avancée progressive de la lentille de LNAPL en phase mobile à la surface de la zone saturée comme identifiée par suivi des niveaux piézométriques. Le suivi temporel permet d'illustrer, en trois dimensions, la zone de plus forte variation de résistivités liées à l'avancée du LNAPL mobile. Les plus fortes variations de résistivité (Figure 49) sont visibles sur 5 mailles verticales (équivalent à 10 cm). L'épaisseur de la zone d'augmentation des résistivités électrique obtenue lors de l'inversion est donc supérieure aux épaisseurs de LNAPL mesurées dans les piézomètres du cubitainer et observé dans le sol (par transparence du cubitainer).

La réalisation d'une carotte dans la partie centrale du cubitainer a permis de préciser la répartition verticale du LNAPL dans le sol : 5 cm de limons sableux « saturés » en LNAPL (LNAPL mobile), puis, en dessous, 20 cm de limons sableux quasi saturés en eau avec du LNAPL immobile (10 g/kg de C5-C40), coloré de façon graduelle (gradient de la zone saturée en LNAPL vers le fond du cubitainer) tel que visible sur la photographie de la Figure 51, indiquant une migration graduelle du LNAPL dans la zone saturée.

Le carottage réalisé (Figure 51) valide les résultats obtenus par tomographie de résistivité électrique verticale. La méthode est donc adaptée à la caractérisation d'une lentille d'hydrocarbures en phase mobile sur la nappe. Les variations de résistivité obtenues après inversion des données collectées ont permis d'isoler la zone saturée en hydrocarbures ainsi que la partie supérieure de la zone saturée en eau, polluée à une très forte teneur (> 10 g/kg d'hydrocarbures).

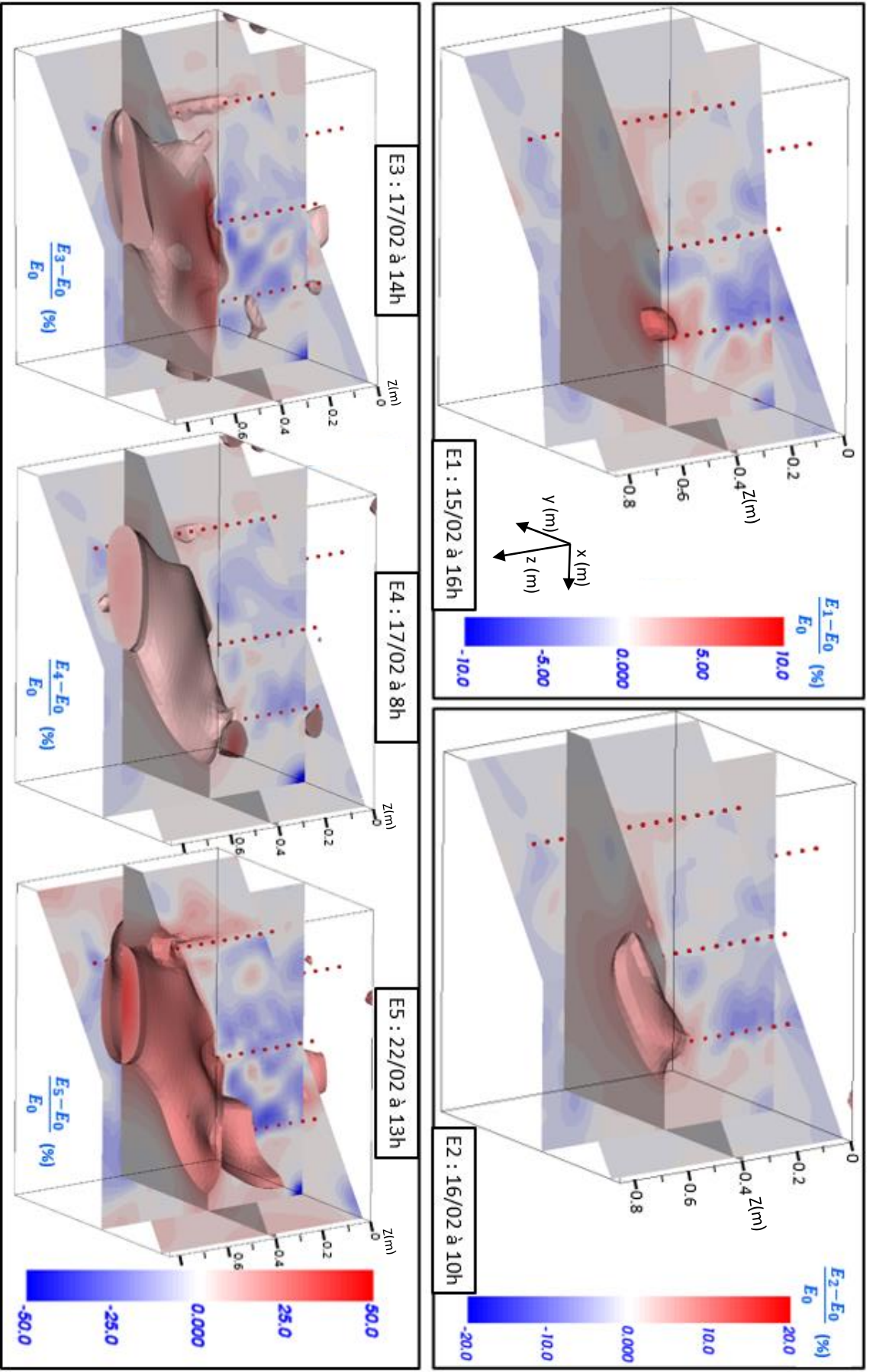


Figure 50 Variations de résistivités ($E_f - E_{iEi}$ en %) au cours de l'étallement d'une lentille de LNAPL par injection progressive de LNAPL à hauteur de la partie saturée dans le calbitaier

Les valeurs de concentration en hydrocarbures constituent une gradation continue de la saturation des pores en LNAPL. La distinction entre le LNAPL mobile et immobile est fixée par une limite dans ce continuum. Cette limite est dépendante du LNAPL et de l'encaissant. Les résultats de tomographie n'ont pas permis d'établir si les fortes résistivités électriques correspondent à une partie de la phase NAPL mobile (forte saturation) ou à une concentration en LNAPL inférieure à la Sor (englobant une partie du LNAPL immobile et la totalité du LNAPL mobile).

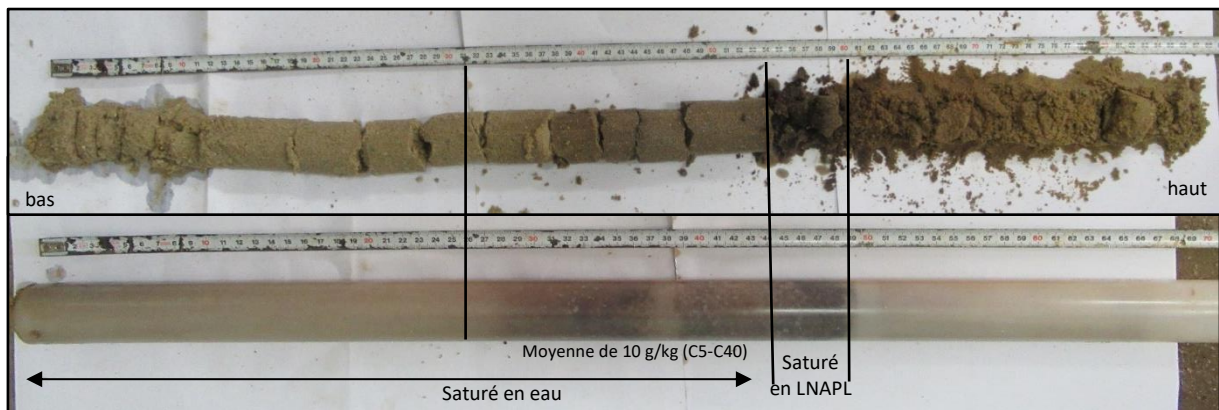


Figure 51 : Carotte réalisée au centre du cubitainer montrant la répartition verticale du LNAPL dans le cubitainer

III.3.2 Etude de sensibilité du positionnement des TEV in-situ

Après analyse des conductivités hydrauliques (pour le futur rabattement du pompage écrémage), du volume de LNAPL mesurable dans les ouvrages piézométriques et de la réalimentation de ceux-ci en LNAPL après écrémage, la zone d'étude pour la réalisation d'un pilote de suivi, par méthodes électriques d'une dépollution en LNAPL, a été jugée optimale autour du puits P16. En effet, le pompage du puits P16 permet de réaliser un rabattement conséquent (0,4 m), tout en présentant une réalimentation en LNAPL après écrémage indiquant une grande connectivité avec des lentilles d'hydrocarbures.

III.3.2.a Branchements des électrodes de résistivité électrique et dispositif

Les TEV et les électrodes de surface sont toutes branchées sur un câble de 36 sorties. Les branchements du Syscal Pro Switch ne permettant pas de brancher plus que 2 câbles d'électrodes, plusieurs combinaisons de branchements de câbles d'électrodes sont réalisées tour à tour, afin de mesurer le maximum de quadripôles (Tableau 7).

Les mesures sont réalisées suivant le dispositif dipôle-dipôle équatorial (Bing and Greenhalgh, 2000), avec les 36 (3*12) électrodes des TEV comme constante, complétées par des électrodes immergées dans un des puits ou par la maille d'électrodes situées en surface (Figure 52).

Dans le cas des électrodes situées en surface, les duos d'électrodes d'injection et d'électrodes de mesure de potentiel sont parallèles entre eux. (Bing and Greenhalgh , 2000; Deceuster et al., 2006 ; Ochs and Klitzsch, 2020).

Branchement 1	Branchement 2	Nombre de quadripôles	Temps de mesure
TEV	P16	1479	1h15
TEV	B4	609	0h30
TEV	P19	1479	1h15
TEV	P12	1479	1h15
TEV	Surface	3320	2h55

Tableau 7 : Nombre de quadripôles et durée d'acquisition selon les branchements réalisés sur le Syscal Switch Pro

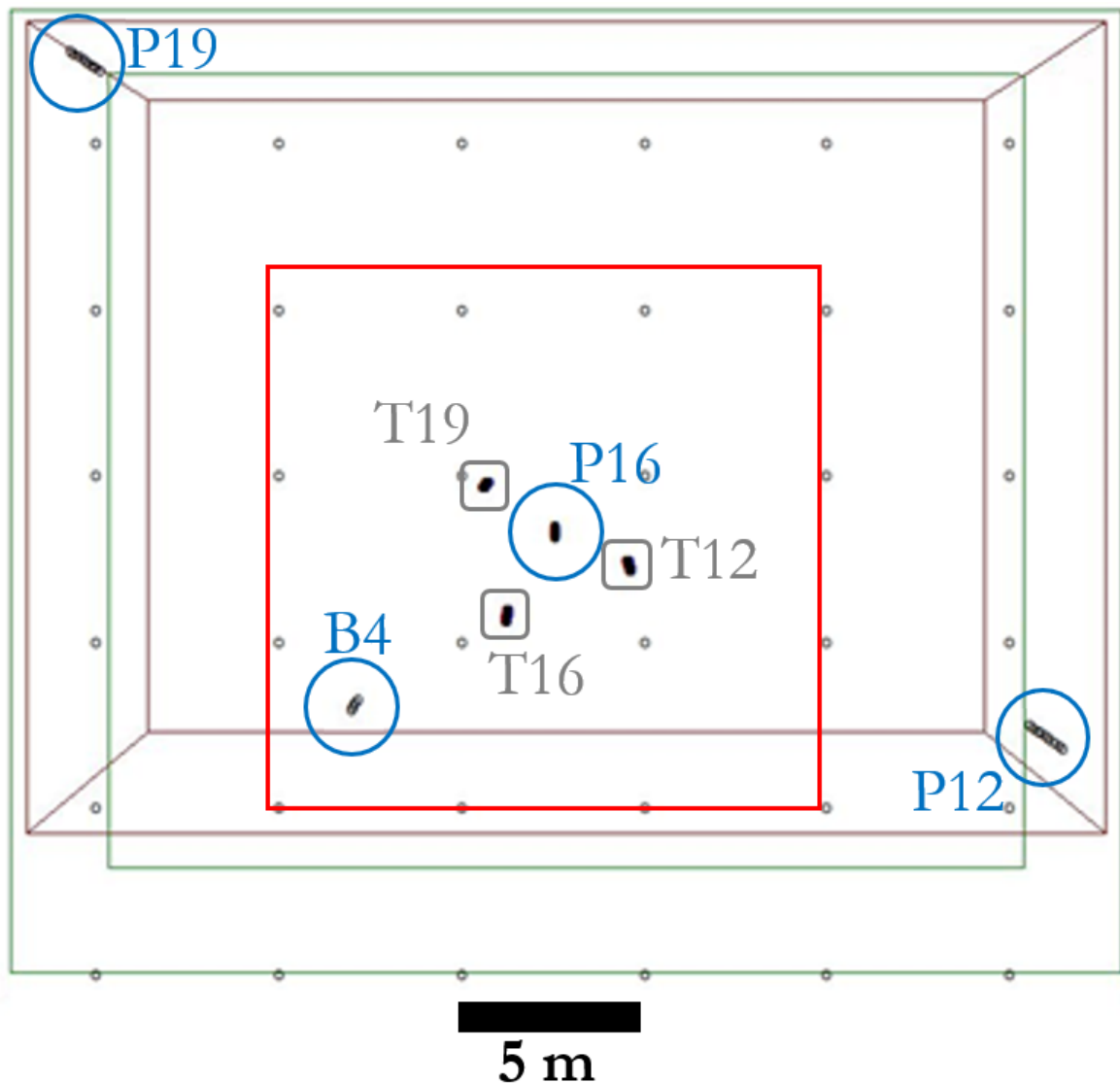


Figure 52 : schéma du dispositif de mesures de résistivité électrique in-situ. Chaque cercle noir représente une électrode. Les électrodes positionnées dans un cercle bleu sont immergées dans un puits, les électrodes situées dans un carré gris sont implantées directement dans le sol et les autres sont situées en surface. Le carré rouge représente la zone d'inversion des données de dimension 225 m².

III.3.2.b Paramètres de modélisation

Dans le but de trouver le positionnement des trois sondages qui serviront à l'implantation des TEV et ainsi la meilleure sensibilité des mesures à la caractérisation du LNAPL situé à la surface de la nappe, plusieurs tests d'emplacements de ces TEV sont réalisés.

Afin de caractériser avec précision la grande variabilité spatiale des concentrations en LNAPL observée lors de la caractérisation géologique de la zone et en réponse aux fortes différences d'épaisseur de LNAPL entre des puits voisins, les TEV seront positionnées à proximité du puits central investigué.

Les modèles numériques sont réalisés en tenant compte des observations géologiques réalisées sur le terrain :

- une couche de remblai de 3,5 m, à la résistivité élevée (80 Ω .m),
- une couche d'alluvions modernes et récentes de 5,5 m, à la résistivité électrique plutôt faible (40 Ω .m),
- et la craie, à partir de 9 m de profondeur, ayant une forte résistivité (300 Ω .m).
- La nappe sera représentée à 5,5 m avec une baisse des résistivités électriques (30 Ω .m) de la couche d'alluvions.

III.3.2.c Résultats des modélisations des positionnements des TEV

Les TEV sont positionnées sur les axes entre le puits central P16 et les puits de la zone d'étude les plus proches du P16 (B4, P12 et P19), afin d'obtenir une plus forte densité d'information suivant des axes 2D (Bording et al. 2020). Cette plus forte densité permettra une meilleure caractérisation 2D afin de corrélérer les inversions aux données de LNAPL observé dans les puits.

Le positionnement des TEV a été déterminé comme étant optimal à 2,5 m du puits central de l'étude (Figure 54). En effet, une trop petite distance entre les TEV et le puits central ne permet pas de caractériser l'intégralité de la surface d'étude, tandis qu'une trop grande distance ne permet pas de caractériser correctement le centre de la zone d'étude et plus particulièrement la zone autour du puits principal. La détermination de la position optimale des TEV pour la caractérisation de la répartition des hydrocarbures dans la zone de battement de nappe est déterminée par comparaison des analyses de sensibilité en fonction des différentes positions testées (Figure 53).

Les TEV ont été implantées comme illustrées sur la cartographie suivante (Figure 55) avec une distance entre les TEV (TEV4, TEV12 et TEV19) et le puits de pompage P16 de respectivement 2,9 m ; 2,42 m et 2,81 m.

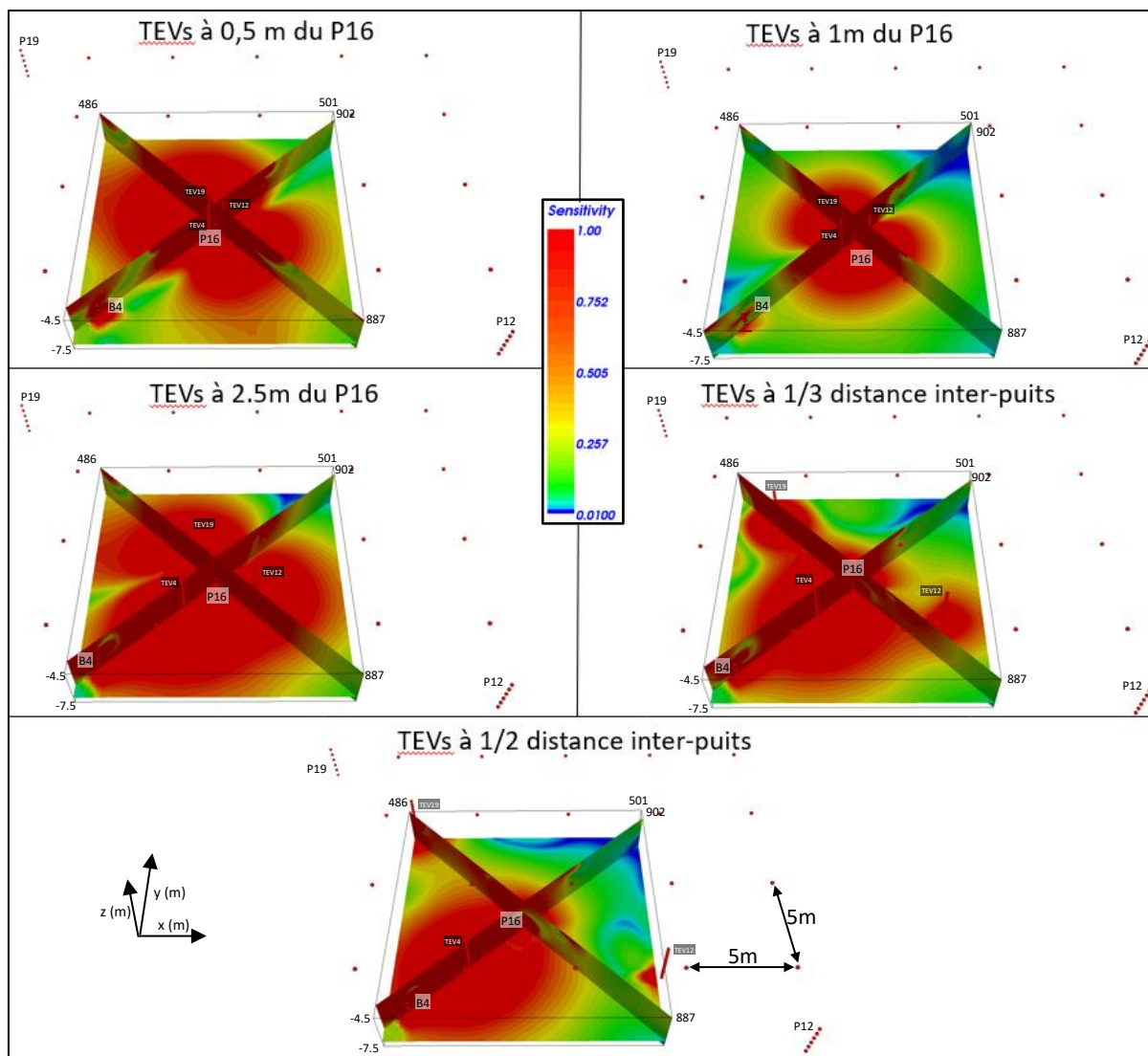


Figure 53 : Analyses de sensibilité numérique du dispositif de mesure en fonction de la position des TEV autour du puits central P16 selon les axes entre le puits central et les autres puits de la zone d'étude. Chaque point rouge représente une électrode de mesure de résistivité électrique

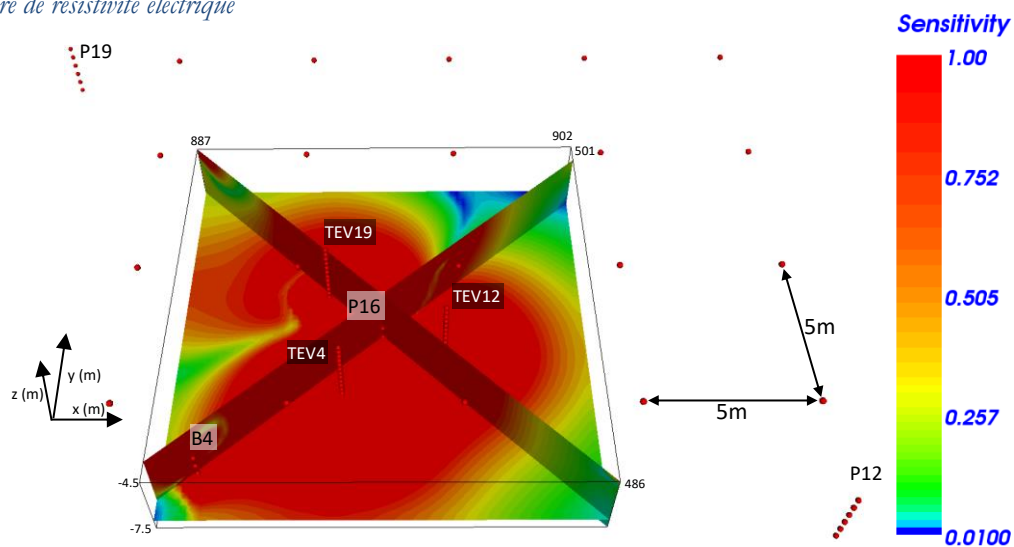


Figure 54 : Analyse de sensibilité du dispositif de mesures avec la position réelle des TEV. Chaque rond rouge représente une électrode de résistivité électrique.

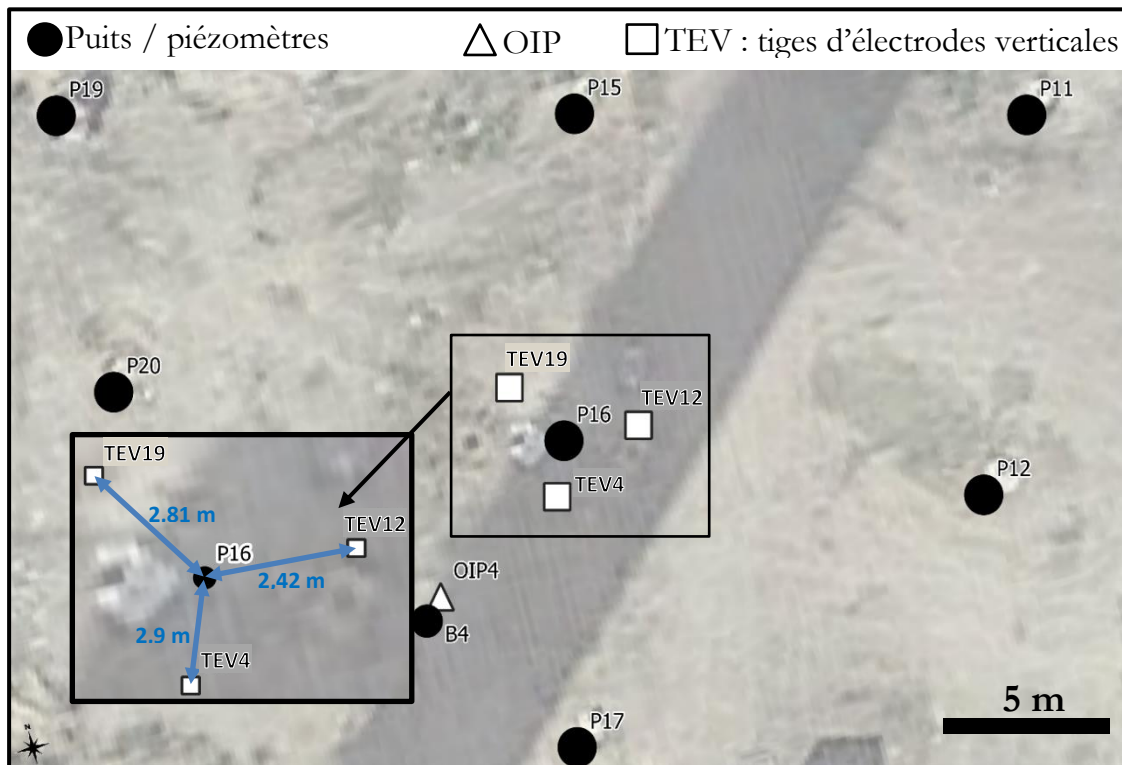


Figure 55 : Cartographie de l'implantation des TEV par rapport aux puits de la zone Claus et zoom, en vignette, sur la partie centrale de la zone pilote, affichant les distances entre les TEV et le puits de pompage (P16)

III.3.3 Modélisations numérique de la réponse de résistivité électrique à différentes tailles de lentilles d'hydrocarbures

La réalisation de modèles numériques permet également de s'assurer que le dispositif de mesures est adapté à la caractérisation recherchée. Ainsi, une autre modélisation numérique permettra de s'assurer de la bonne répartition des quadripôles, afin de caractériser la lentille d'hydrocarbures située à la surface de la nappe, mais également la zone de battement de nappe où le LNAPL a été étalé, au gré des marnages.

III.3.3.a Paramètres modélisés

Par sa forte épaisseur observée dans les puits, le LNAPL mobile sera considéré comme formant un continuum résistant, non suffisamment dégradé pour engendrer une augmentation de la conductivité électrique de la zone d'étude. Halihan et al. (2017) ont noté une augmentation de 37% des valeurs de résistivité électrique à l'ajout de LNAPL. Ainsi, la résistivité du compartiment contenant des hydrocarbures sera fixée à 55 $\Omega.m$ (37,5% d'augmentation de la résistivité du compartiment sol) (Figure 56).

La validation du dispositif de mesure des quadripôles en configuration dipôle-dipôle équatorial (Bing and Greenhalgh, 2000 ; Bording et al., 2020) a été réalisée par la modélisation de différentes tailles de lentilles d'hydrocarbures de forme carrée (seule

possibilité de modèles directs du logiciel ERTLab 64). L'incertitude liée aux mesures de terrain et le dispositif ont été testés dans des conditions réalistes, avec un bruit (V/I) constant de 5%, superposé à un bruit (V/I) aléatoire maximum de 10%. L'écartement des électrodes situées en profondeur (TEV + puits) permet de caractériser avec précision les lentilles de 25 cm de hauteur, quelles que soient leurs étendues.

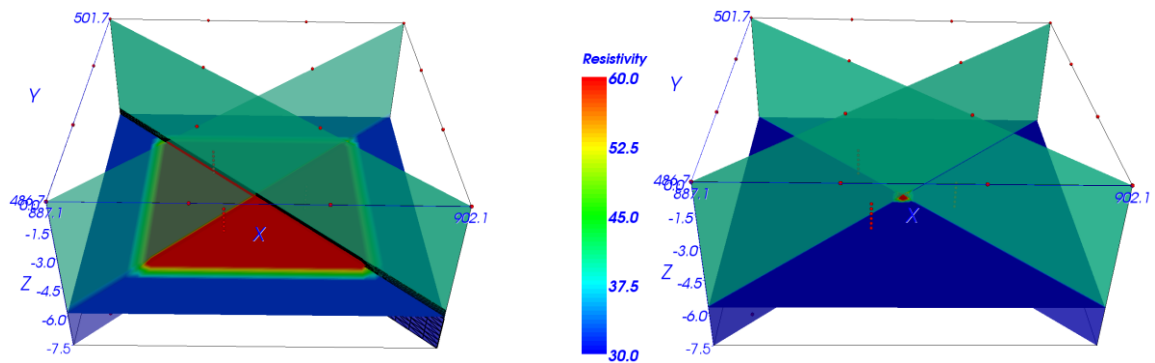


Figure 56 : Modèles inversés des résistivités électriques numériques ($\Omega.m$) de lentilles d'hydrocarbures de forme carrée et de taille de 10m et 0,5 m dont l'épaisseur a été fixée à 0,25 m. Les ronds rouges représentent le positionnement des électrodes.

III.3.3.b Résultats des modélisations de la réponse électrique à différentes tailles de lentilles de LNAPL

Diverses inversions numériques ont permis de se rendre compte que le dispositif de mesure est adapté à la caractérisation d'une lentille d'hydrocarbures de forte résistivité située au niveau de la nappe (Figure 57). L'espacement entre les électrodes immergées étant de 50 cm, la caractérisation de lentilles d'hydrocarbures d'une épaisseur inférieure à la moitié de cet espacement ne donne pas résultat satisfaisant.

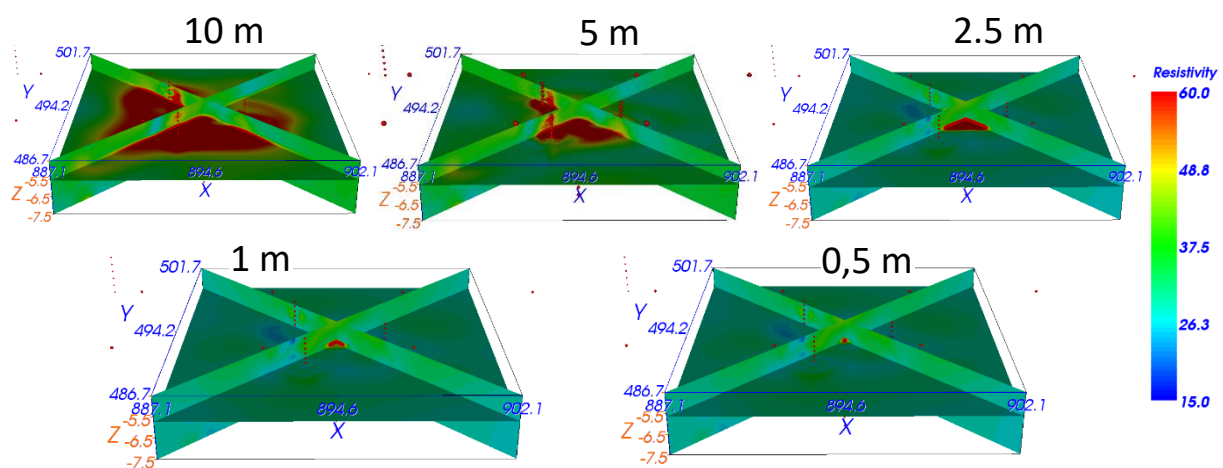


Figure 57 : Modèles inversés des résistivités électriques numériques ($\Omega.m$) de lentilles d'hydrocarbures de forme carrée et de taille allant de 10m à 0,5 m dont l'épaisseur a été fixée à 0,25 m.

III.4 Application in-situ de la tomographie de résistivité électrique à la détection de LNAPL

III.4.1 Caractérisation des lentilles de LNAPL au cours d'un pompage écrémage

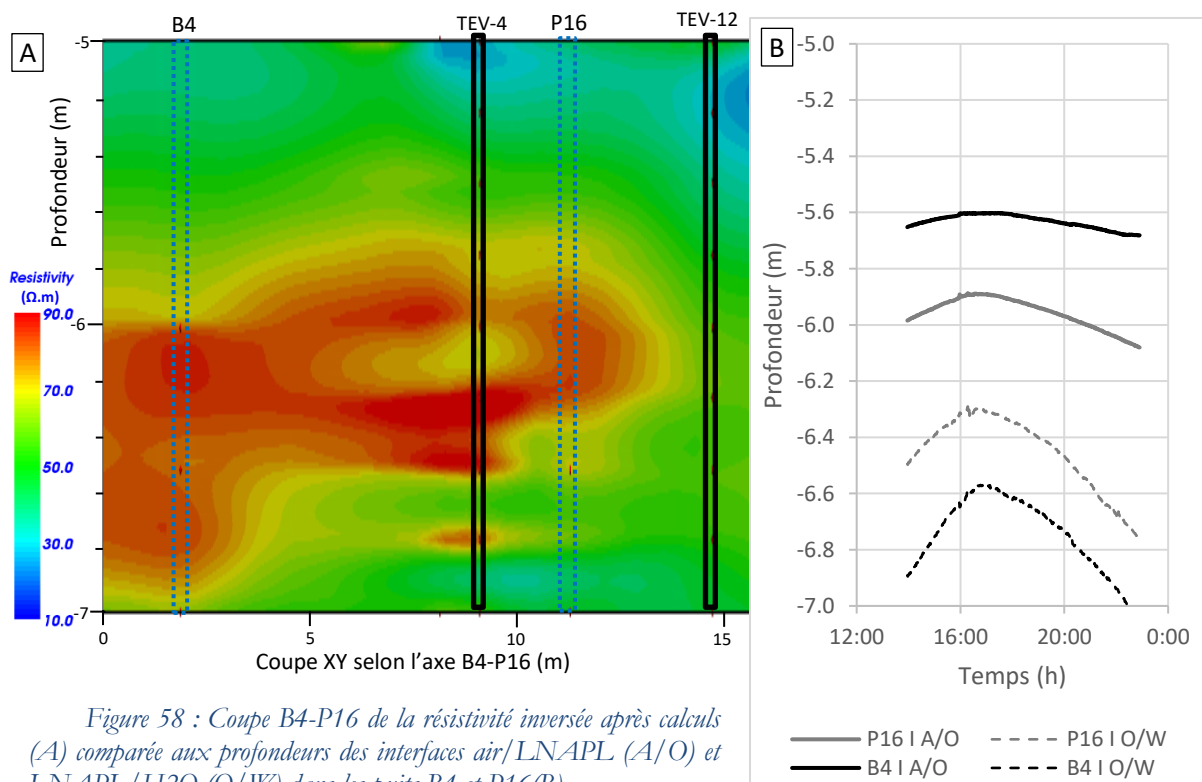
Les mesures sont réalisées avec les mêmes paramètres que les modélisations présentées précédemment (III.3.2 et III.3.3). Les variations des interfaces air/LNAPL/eau, mesurées dans les puits, ont permis de cibler la profondeur d'intérêt du modèle entre 5 et 7 m par rapport à la surface. Ce ciblage permet de réduire la taille du modèle inversé et ainsi, de réduire le temps de calcul.

Comme présenté dans le Tableau 7, 8366 quadripôles sont mesurés sur une durée totale de 8 h. De plus, afin de faciliter les inversions de résistivités, un modèle initial constant, correspondant au modèle calculé à l'état initial avant pompage, est implémenté dans le modèle à chaque inversion.

III.4.1.a Etat initial

L'inversion 3D des mesures de résistivités électriques réalisées avant le début du pompage/écrémage permet de corréler, sans écoulement hydraulique forcé, la présence de LNAPL dans les puits à une zone de plus forte résistivité (Figure 58.A).

Cette zone de plus forte résistivité est plus épaisse au niveau du puits B4 que dans les puits P16, reflétant les épaisseurs mesurées dans les puits B4 et P16 au cours de la mesure des quadripôles de résistivité (Figure 58.B).



La représentation des résistivités électriques, calculées en fonction de la profondeur, permet de faire ressortir le lien entre les fortes résistivités et les fortes saturations en LNAPL corrélées avec la présence de LNAPL mobile dans les puits P16 et B4 (Figure 59.B). Cette représentation permet de fixer une valeur limite à $73 \Omega.m$ correspondant à la présence de LNAPL en forte saturation (Figure 59.A). Cette valeur limite a été fixée par comparaison des données en forage mais également suite à l'analyse des données de calibration du signal en cubitainer.

La représentation en carte de ces fortes résistivités électriques (Figure 59.C) permet d'estimer l'extension de la lentille d'hydrocarbures à la surface de la nappe. Ainsi, une faible épaisseur de LNAPL est visible dans le puits P19 et aucune trace de LNAPL n'a été enregistrée dans le puits P12 (Figure 55) lors des 3 dernières années de suivi des épaisseurs de LNAPL. La visualisation en carte confirme cette tendance, même si la zone de calcul ne s'étend pas jusqu'aux puits P19 et P12, avec une extension des fortes valeurs de résistivités vers le nord-ouest de la zone modélisée.

L'extraction des données du modèle à proximité des puits (Figure 59.D) confirme le lien entre la présence de LNAPL et les fortes résistivités identifiées sur la Figure 55, avec des fortes valeurs de résistivité électrique, concentrées aux profondeurs de présence de LNAPL dans les puits et ainsi en corrélation avec l'épaisseur de LNAPL dans les puits.

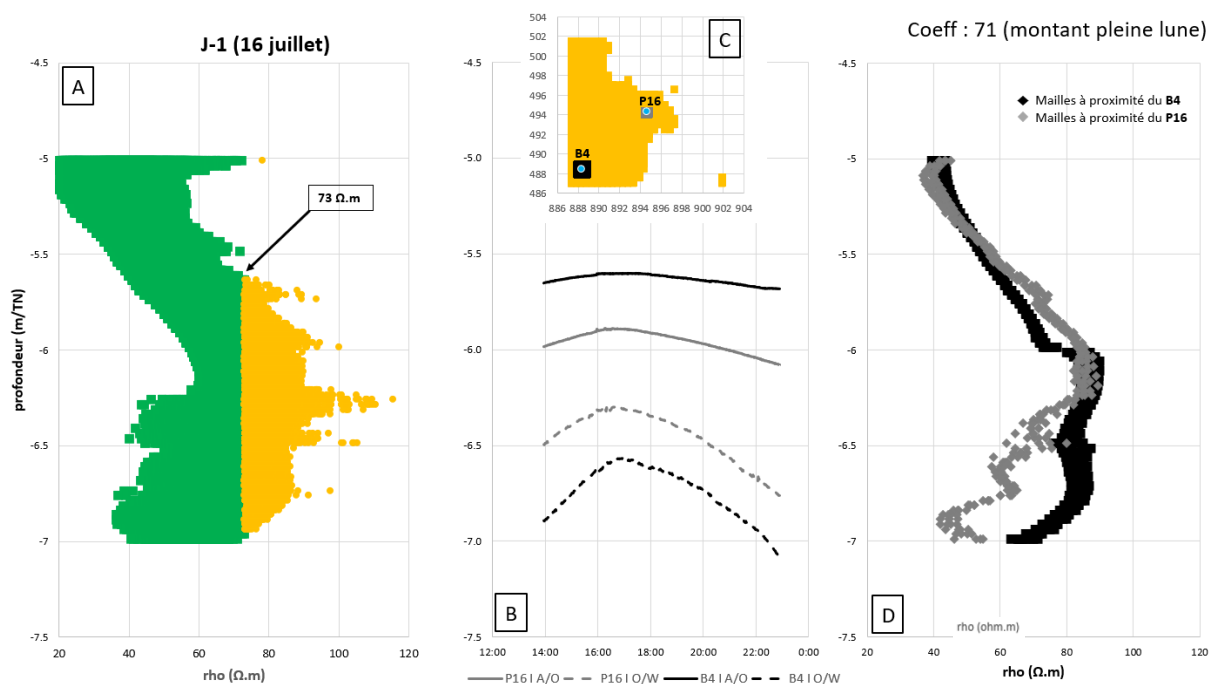


Figure 59 : Comparaison des mesures réalisées à l'état initial (16 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7m$) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

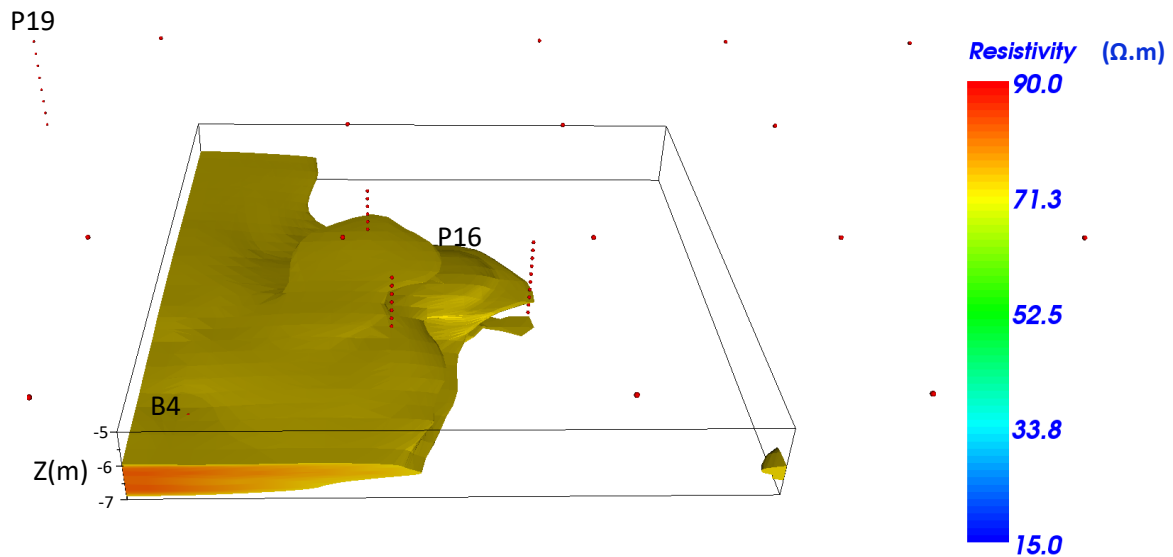


Figure 60 : Représentation 3D de la résistivité inversée à l'état initial de la zone pilote avant le démarrage du pompage avec une extraction des valeurs de résistivité supérieures à 73 $\Omega.m$

La comparaison des données de présence de LNAPL dans les puits et de la répartition des valeurs de résistivité électrique supérieures à 73 $\Omega.m$ (vue 2D en carte), ajoutée à la corrélation entre les épaisseurs de LNAPL dans les puits et les fortes valeurs de résistivité à proximité des puits, permet de s'intéresser à la vue en trois dimensions des variations des valeurs de résistivité. Ainsi, la visualisation tridimensionnelle des résistivités supérieures à 73 $\Omega.m$ permet de délimiter un volume corrélé à la présence et à la quantité de LNAPL dans les puits (Figure 60).

III.4.1.b Suivi des niveaux de nappes et quantité de LNAPL écrémé par suiveur de nappe gravitaire

Suite à la caractérisation de l'état initial, un pompage de la nappe à un débit de 7,4 m^3/h est réalisé dans le puits P16. Ce débit ne permet pas de contrer le phénomène de marnage. L'écrémage automatisé de LNAPL, malgré les marnages, a été réalisé par un dispositif suiveur de nappe gravitaire (écrémage gravitaire fluctuant avec la surface de la nappe). Le dispositif de pompage/écrémage a permis de récupérer, en 28,5 jours de pompage, un total de 410 l de LNAPL mobile (Figure 61) pour 5 060 m^3 d'eau pompés. L'évolution du volume de LNAPL écrémé est mesurée par transparence du cubitainer servant de stockage. Le week-end autour du 15 août ayant entraîné l'arrêt de l'alimentation électrique de la zone d'étude, le pompage/écrémage a été stoppé durant 4 jours (du 14 au 19 août).

Des sondes Levelogger sont immergées dans les différents puits de la zone étudiée, afin de suivre en continu l'évolution des interfaces air/LNAPL et LNAPL/eau. A cause de l'encombrement du dispositif de récupération du LNAPL situé dans le puits P16, les profondeurs des interfaces ont été réalisées par mesures manuelles à l'aide d'une sonde interfaciale (Tableau 8).

Date des mesures	Epaisseurs min / moyenne / max de LNAPL dans P16 (m)	Epaisseurs min / moyenne / max de LNAPL dans B4 (m)	Coefficient marnage (phase du cycle lunaire)
16 juillet	0,40 / 0,49 / 0,68	0,96 / 1,11 / 1,40	Coeff : 71 (montant pleine lune)
17 juillet	Début	- / - / -	Coeff : 75 (montant pleine lune)
22 juillet	0,00 / 0,01 / 0,03	0,25 / 0,29 / 0,37	Coeff : 67 (descendant pleine lune)
25 juillet	0,00 / 0,01 / 0,03	0,00 / 0,00 / 0,00	Coeff : 47 (descendant pleine lune)
29 juillet	0,00 / 0,01 / 0,03	0,26 / 0,39 / 0,69	Coeff : 55 (montant nouvelle lune)
7 août	0,00 / 0,01 / 0,03	0,00 / 0,22 / 0,43	Coeff : 79 (descendant nouvelle lune)
14 août	0,00 / 0,01 / 0,03	0,32 / 0,36 / 0,40	Coeff : 66 (montant pleine lune)
21 août	0,00 / 0,01 / 0,03	0,29 / 0,33 / 0,36	Coeff : 70 (descendant pleine lune)
22 août	Arrêt	- / - / -	Coeff : 62 (descendant pleine lune)
23 août	0,24 / 0,34 / 0,42	0,50 / 0,67 / 0,84	Coeff : 53 (descendant pleine lune)
30 août	0,34 / 0,42 / 0,50	0,23 / 0,41 / 0,56	Coeff : 91 (Montant nouvelle lune)

Tableau 8 : Calendrier des mesures de résistivités réalisées en fonction des épaisseurs de LNAPL présent dans les puits P16 et B4 replacé par rapport aux coefficients du cycle lunaire

La réalisation des différentes mesures permet d'estimer l'évolution de la quantité de LNAPL dans le sol autour du puits P16, avec le puits B4 comme point de contrôle (non pompé, non écrémé).

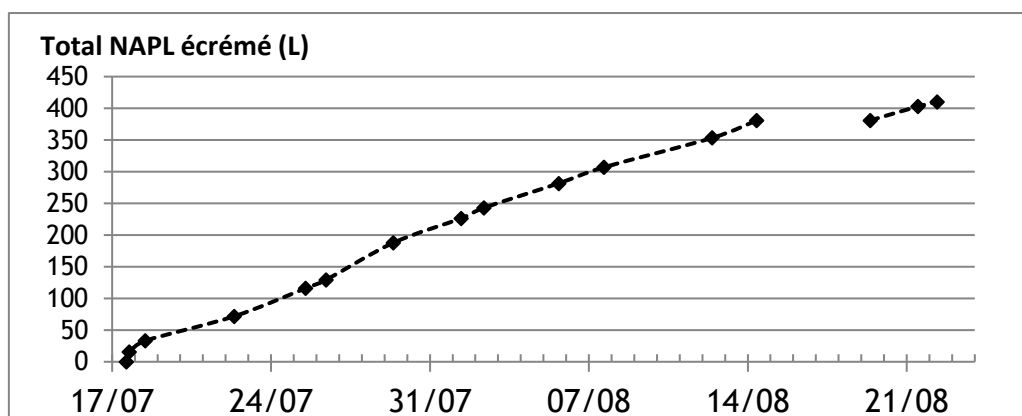


Figure 61 : Quantité de LNAPL récupérée par écrémage gravitaire (suiveur de nappe) couplé à un pompage dans le puits P16

III.4.1.c Résultats du suivi temporel de l'écrémage de LNAPL par résistivité électrique

La première mesure après le démarrage du pompage (22 juillet) montre que la quantité de LNAPL présent dans le sol et dans les puits diminue rapidement. L'épaisseur de LNAPL mesuré dans le puits de pompage/écrémage est nulle et une moyenne de 29 cm de LNAPL a été mesurée dans le puits B4 au cours de la mesure de résistivité (Figure 62.B). Les valeurs de résistivité sont plus faibles et la représentation en carte des données observées montre la présence de LNAPL autour du puits B4 mais n'est pas détectable à proximité du puits P16 (Figure 62.C).

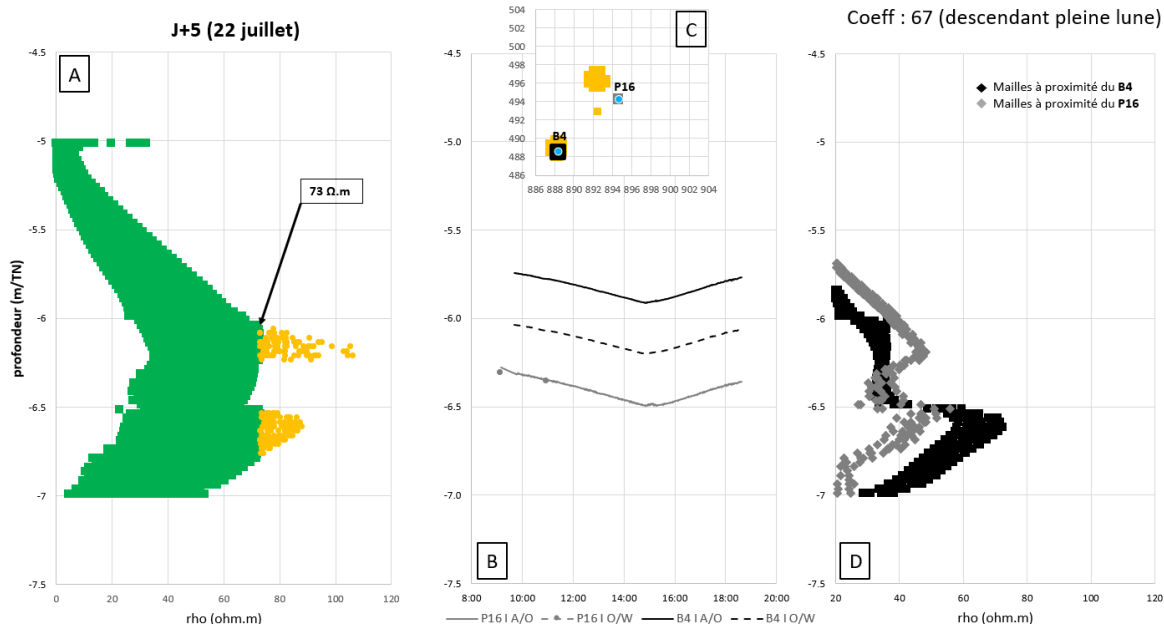


Figure 62 : Comparaison des mesures réalisées après 5 jours de pompage/écrémage (22 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

Le 25 juillet, il n'y a plus de LNAPL visible dans les puits B4 et P16. Les résistivités calculées sont bien plus faibles que celles obtenues précédemment (Figure 63.A) et indiquent une zone de plus forte résistivité ($\rho > 73 \Omega.m$) s'étendant au sud du puits central.

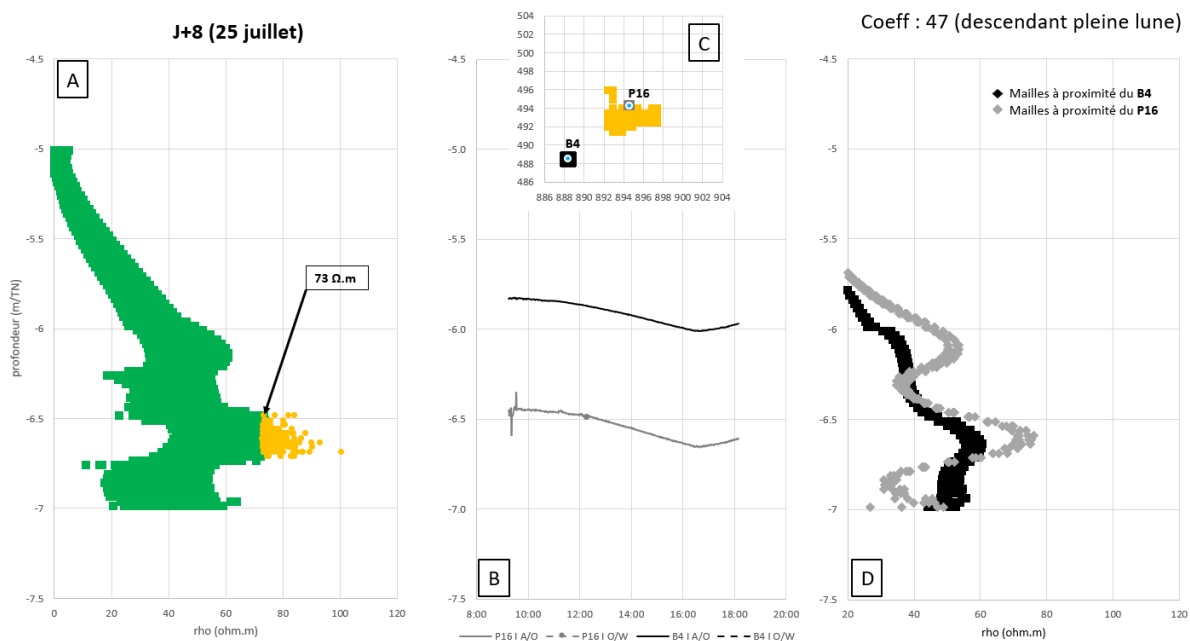


Figure 63 : Comparaison des mesures réalisées après 8 jours de pompage/écrémage (25 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

Les zones de fortes résistivités sont en mouvement et semblent indiquer une arrivée de LNAPL mobile par le sud du puits de pompage (P16) (Figure 63.C). La représentation verticale des données à proximité du puits B4 confirme la diminution des résistivités électriques mesurées autour du puits par rapport aux modélisations réalisées précédemment.

Quatre jours plus tard (29 juillet), l'épaisseur de LNAPL observée dans le puits B4 a augmenté avec des épaisseurs allant de 20 à 50 cm de LNAPL au cours de la marée (sur la durée de la mesure de résistivité électrique) (Figure 64.B). Les valeurs de résistivité électrique ont également nettement augmenté (Figure 64.A). La carte de la répartition des valeurs de forte résistivité semble indiquer la présence de plus fortes saturations en LNAPL (Figure 64.C) et la présence d'hydrocarbures à proximité des puits P16 et B4 (Figure 64.D). Cette hypothèse est validée par la présence de fortes valeurs de résistivité. La continuité des valeurs de forte résistivité semble indiquer une continuité de fortes saturations en LNAPL entre les puits B4 et P16.

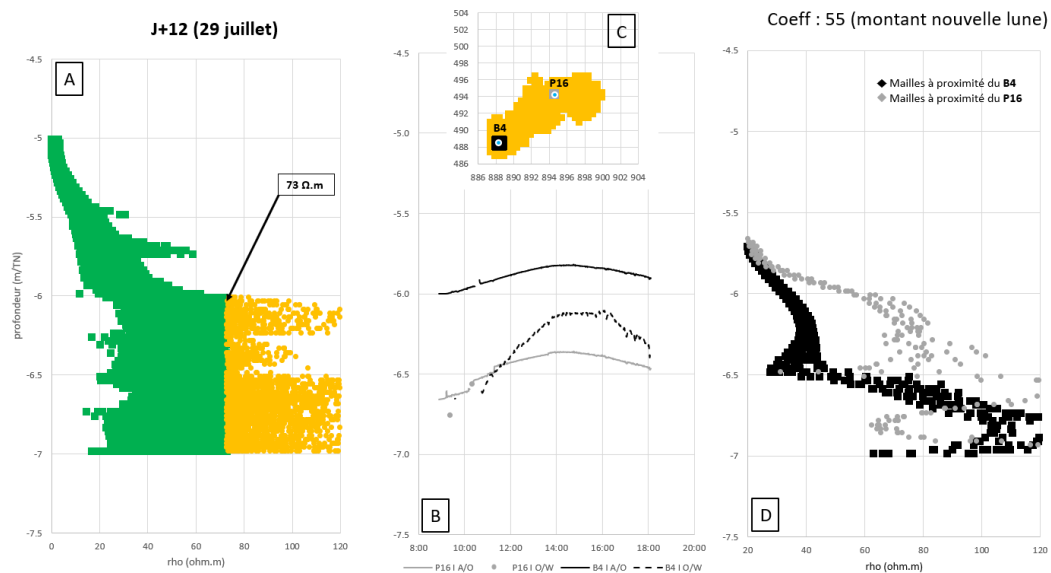


Figure 64 : Comparaison des mesures réalisées après 12 jours de pompage/écrémage (29 juillet). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

De même, les modélisations des 7, 14 et 21 août illustrent la présence d'une zone de plus forte résistivité entre les puits B4 et P16 (Figure 65.C), qui est confirmé par la présence de LNAPL dans le puits B4 (Figure 65.B) (le puits P16 étant constamment écrémé, le LNAPL n'a pas le temps de s'accumuler). La représentation verticale des résistivités électriques confirme le lien entre les valeurs de résistivité électrique élevées et la profondeur de la nappe et, par conséquent, de la lentille d'hydrocarbures (Figure 65.A). L'extraction des données à proximité des puits valide ce lien entre la profondeur de la nappe, l'épaisseur de LNAPL et les fortes résistivités électriques (Figure 65.D).

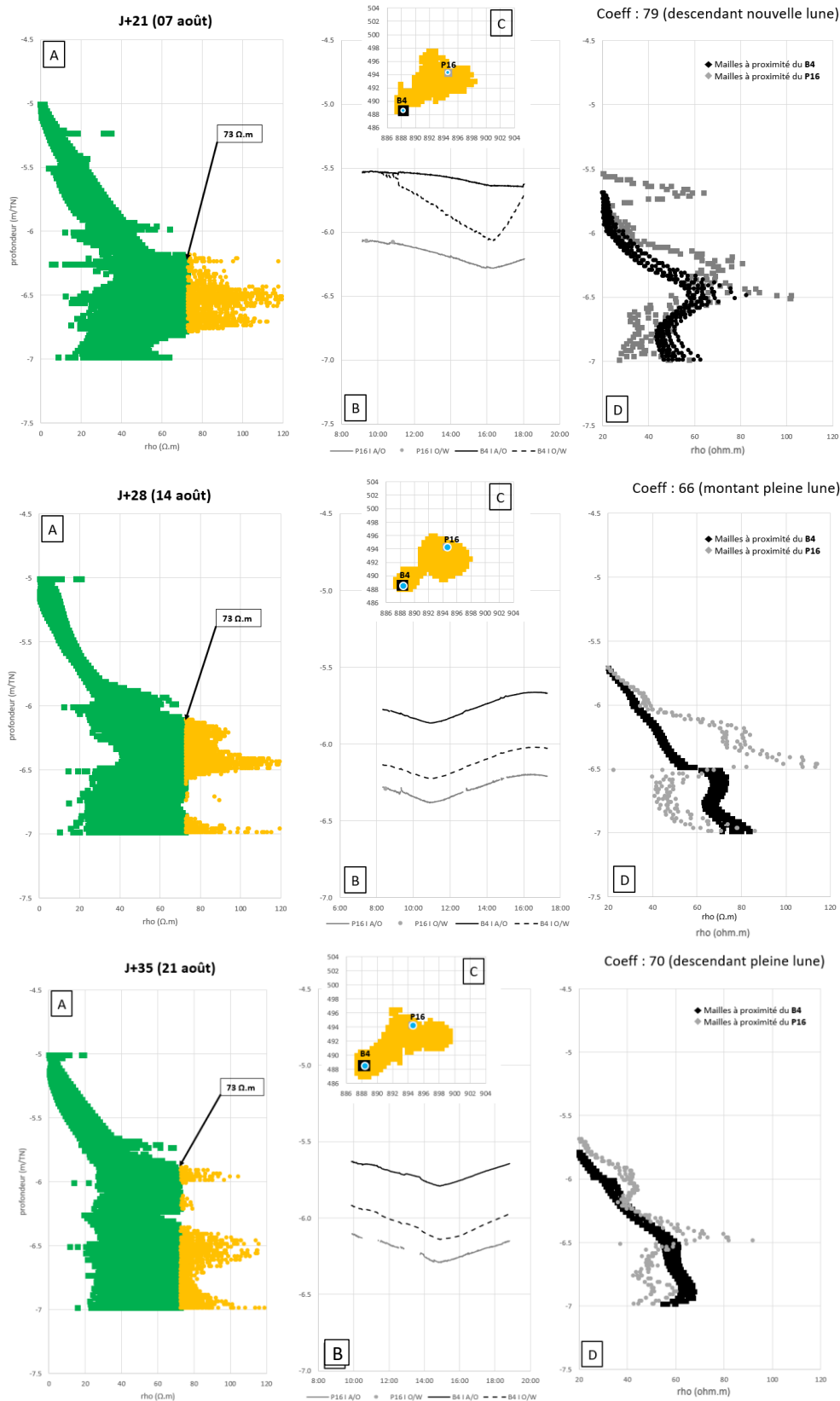


Figure 65 : Comparaison des mesures réalisées après 21, 28 et 35 jours de pompage/écrémage (respectivement 7 août, 14 août et 21 août). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

De plus, l'écramage du puits P16 confirme une arrivée continue de LNAPL. Le début du pompage coïncide avec une forte vitesse de récupération de LNAPL, qui ralentit à partir du 19 juillet. Du 26 juillet au 29 juillet, le taux de récupération de LNAPL repart à la hausse, avant de décroître progressivement dans le temps (Figure 61).

A l'arrêt du pompage (22 août), une grande quantité de LNAPL a été mesurée dans les puits (Figure 66.B). Les calculs de résistivité électrique indiquent également des valeurs de résistivité élevées sur un rayon de 5 m autour du puits de pompage (Figure 66.C). Localement, autour des puits B4 et P16, les valeurs de résistivité sont corrélées à la présence de LNAPL à la surface de la nappe.

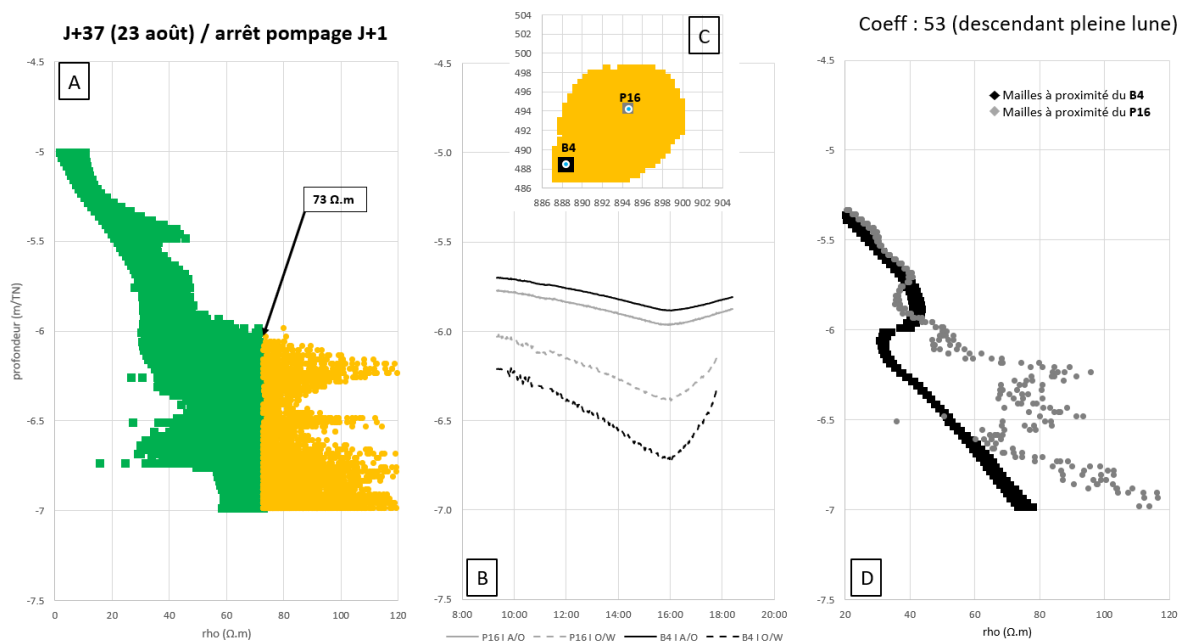


Figure 66 : Comparaison des mesures réalisées 1 jour après l'arrêt du pompage/écramage (23 août). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

Cette grande quantité de LNAPL dans les puits et dans le sol perdure dans le temps et est visible plus d'une semaine après l'arrêt du pompage (30 août) (Figure 67.B). Les valeurs de résistivité électrique mesurées restent très élevées (Figure 67.A) et la visualisation en carte montre que ces fortes valeurs se propagent selon une direction nord-ouest sud-est. Il y a cependant un décalage entre la profondeur des fortes résistivités électriques à proximité des puits B4 et P16 (-6,6 m) et la profondeur des hydrocarbures (entre -5,8 et -6,5 m), flottant à la surface de la nappe dans les puits.

Dans l'ensemble, la réalisation des mesures de résistivité électrique en trois dimensions a permis de corréler la présence de LNAPL mesurée dans les puits P16 et B4 aux fortes valeurs de résistivité électriques, aussi bien verticalement qu'horizontalement. Ainsi les variations d'épaisseurs de LNAPL dans le puits B4 se sont accompagnées d'une variation

de l'intensité des valeurs de résistivité électrique élevées. A l'arrêt du pompage/écrémage, une accumulation de LNAPL a été observée dans les puits et les calculs ont mis en avant une augmentation des résistivités mesurées.

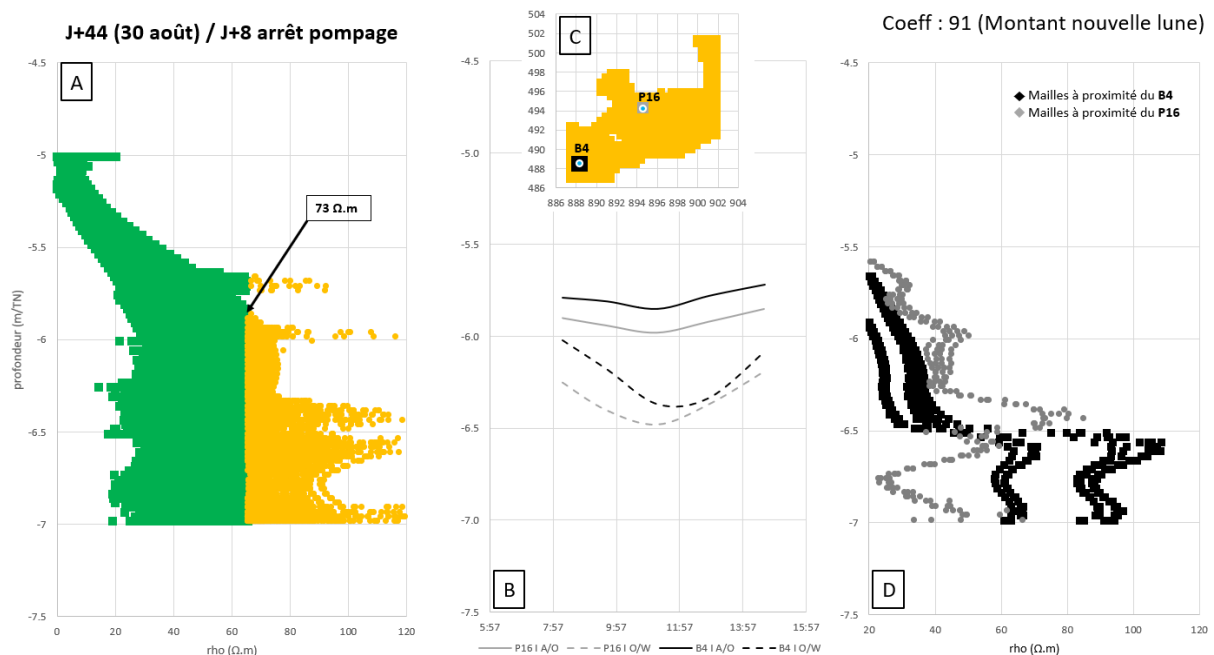


Figure 67 : Comparaison des mesures réalisées 8 jours après l'arrêt du pompage/écrémage (30 Août). La totalité des mailles du modèle inversé (entre $z = -5$ et $z = -7$ m) cumulé sur la verticale de résistivité supérieures à $73 \Omega.m$ sont identifiées en jaune (A) et reportées sur une carte (C) de cumul sur l'horizontale. Les résistivités des mailles du modèle inversé, situées autour du puits P16, sont extraites en gris tandis que celles autour du puits B4 sont extraites en noir (C et D).

La réalisation des profils verticaux, en extrayant les résistivités des mailles autour des puits, permet de confronter directement les données des modèles inversés aux données de profondeur des interfaces mesurées dans les puits. Cependant, cette extraction des données, selon leur position dans le modèle, souligne une différence de profondeur d'environ 1 m, entre les valeurs de résistivité élevées et la présence de LNAPL dans les puits B4.

III.4.2 Discussion des résultats obtenus par tomographie de résistivité électrique verticale

III.4.2.a Importance du placement des électrodes de résistivité

Les mesures de résistivités électriques, à l'aide d'électrodes placées à la verticale et englobant la profondeur d'investigation, permettent d'illustrer l'évolution en trois dimensions d'une zone polluée par du LNAPL. La présence d'électrodes, au-dessus et en dessous de la profondeur à laquelle les LNAPL sont observés, force le signal électrique à traverser cette zone de forte résistivité. La réponse de différence de potentiel mesurée est directement liée aux propriétés électriques des différentes couches traversées. La présence des électrodes en profondeur permet de limiter l'impact de la diminution de la sensibilité

des mesures avec la profondeur (Daily and Owen 1991 ; Tsourlos et al. 2011 ; Power et al. 2015 ; Tsai et al., 2020 ; Ochs and Klitzsch, 2020). De plus, le dispositif dipôle-dipôle, particulièrement adapté à analyser les structures verticales, permet, avec des électrodes placées à la verticale, de caractériser des structures horizontales, telles que des changements lithologiques ou des variations de concentrations de polluants. Afin que cette méthodologie de caractérisation des LNAPL par résistivité électrique soit effective, il est nécessaire d'être en présence d'une quantité significative de LNAPL (en phase mobile et immobile), très résistant, dans le sol, et en présence d'un fort contraste de résistivité électrique entre le sol ayant une forte saturation en LNAPL et la zone saturée en eau. L'écartement entre les puits, les TEV et la profondeur de la nappe à investiguer sont des données très importantes à définir avant l'implantation des électrodes et dépendamment de l'objectif fixé par le cas étudié (LaBrecque et al. 1996 ; Morelli and Labrecque, 1996 ; Ochs and Klitzsch, 2020). Afin d'obtenir une sensibilité du dispositif adapté à la caractérisation des variations de résistivité, l'écart entre les coordonnées des électrodes verticales (TEV ou puits) ne doit pas excéder les $\frac{3}{4}$ de la hauteur verticale investiguée (Labrecque et al. 1996a). Un calcul de sensibilité du dispositif par rapport à l'objectif de la mission permet de valider le positionnement des électrodes verticales.

III.4.2.b Impact du marnage sur les mesures répétées dans le temps

La répétition des mesures dans le temps fournit de la robustesse aux données acquises. Le suivi temporel de l'évolution spatiale des quantités de LNAPL qui peut être utile, par exemple dans le cadre du suivi d'une opération de pompage/écrémage. Dans le cas de l'étude présentée, plusieurs variables sont superposées avec le marnage de la nappe et le pompage-écrémage du LNAPL mobile (l'impact de la pluviométrie étant considérée comme négligeable). Le marnage n'entraîne pas de diminution de la quantité de LNAPL dans le sol, mais entraîne un déplacement vertical de la zone de plus forte densité de LNAPL dans la porosité et impacte également les épaisseurs de LNAPL mesurées dans les puits. De plus, le marnage a un impact sur l'épaisseur de la zone capillaire, entraînant une variation des saturations en eau et donc une variation des résistivités électriques (une saturation en eau plus élevée entraîne une diminution des valeurs de résistivités électriques). Ces variations limitent l'intérêt de la réalisation de calculs comparatifs d'une campagne par rapport à une autre.

Cette zone, de signature résistive, suit les variations de la nappe et se caractérise par une variation verticale de la profondeur des plus fortes résistivités après inversion. Comme observé dans les puits, la différence de vitesse de déplacement de la nappe entre la marée montante (plus rapide) et la marée descendante (plus lente) entraîne une accumulation plus importante de LNAPL à la surface de la nappe, à marée basse et lors des faibles coefficients de marnage. Lors de la marée montante, la saturation en eau du milieu augmente, entraînant

une chasse des hydrocarbures présents dans les pores et qui migrent dans le sol en suivant la marée au travers de la poussée d'Archimède venant compenser la pesanteur.

Le signal électrique est plus sensible dans une couche de sol dont la saturation en LNAPL est plus forte que lorsque le LNAPL est disséminé dans la porosité. L'inversion des mesures réalisées à marée basse ou en marée majoritairement descendante fait ressortir une zone de plus forte résistivité moins étalée que l'inversion des mesures réalisées à marée haute. Cette observation confirme les variations d'épaisseurs de LNAPL dans les puits et permet d'extrapoler ces données au comportement des LNAPL dans la porosité du sol.

Cependant, les mesures des quadripôles nécessaires à la caractérisation de la zone pilote s'étalant sur près de 8 h, la campagne d'acquisition ne caractérise pas un état stationnaire permettant de statuer sur l'état de dissémination des LNAPL au niveau de la zone de battement de nappe au moment de la mesure.

III.4.2.c Différence de profondeur entre les observations du LNAPL dans les puits et les valeurs de résistivité élevées

Les mailles situées près des puits P16 et B4 présentent de fortes valeurs de résistivité ($>73 \Omega.m$), dont les variations de positions corréleraient les variations de profondeur de la nappe enregistrée à l'aide des sondes Leveloggers, avec un décalage significatif dans le cas du puits B4, de l'ordre de 50 cm (Figure 66). Ce décalage peut s'expliquer par la présence de fortes résistivités électriques au centre du dispositif, au niveau du puits de pompage, et là où se trouve la majorité des électrodes.

La cohérence des données de résistivité électrique, d'un point de vue géologique, est assurée par les paramètres d'inversions contraignant l'homogénéité horizontale du modèle numérique. Cette continuité impacte également les mesures de résistivité électrique, utilisées pour l'identification de la zone de fortes saturations en LNAPL. La forte densité des données de résistivité électrique au niveau du puits de pompage au centre de la zone investiguée (dont le niveau d'eau est 50 cm plus bas que l'état d'équilibre hydrostatique) couplé à la présence de LNAPL à la signature résistive autour du puits de pompage, influe sur le modèle de résistivités électriques sur toute la zone d'étude et peut être à l'origine du décalage des fortes valeurs de résistivité, par rapport à la profondeur du LNAPL observé dans le puits B4.

Par ailleurs, le seul paramètre pouvant être mesuré pour la validation de ces résultats est la profondeur des interfaces air/LNAPL/eau dans le puits, alors que de nombreux auteurs (Parker et al., 1987 ; Lefebvre and Boutin, 2000 ; Atteia et al., 2019), ont montré que le LNAPL dans le puits n'est pas représentatif de l'épaisseur et de la profondeur du LNAPL dans le sol. Des solutions analytiques ont été établies pour un système à l'équilibre (logiciel LDRM), ce qui n'est pas le cas dans l'étude présentée.

III.4.2.d Comparaison des modèles

La comparaison directe des modèles de résistivités électriques, après inversion par un calcul de différence, doit permettre de s'affranchir des variations lithologiques du terrain étudié (Grellier et al., 2008), comme ce fut le cas dans le cadre du traçage présenté en partie IV.2.3 et de l'expérience réalisée en condition contrôlée dans un cubitainer (III.2.1). Dans le cadre des mesures de suivi de la lentille de LNAPL, une telle méthodologie n'est pas applicable, car les valeurs de résistivité électrique liées à la nappe et à la lentille d'hydrocarbures, à l'échelle de plusieurs semaines, sont trop variables et ne permettraient pas de faire ressortir les changements induits par le déplacement de la lentille de LNAPL (Blondel et al., 2014 ; Bording et al. 2020).

Ce pilote de pompage écrémage avait pour objectif d'illustrer la réponse électrique de la diminution de la lentille de LNAPL engendrée par un pompage/écrémage. La quantité d'hydrocarbures retirés en un mois (410 L) n'est toutefois pas significative par rapport à la quantité d'hydrocarbures présents dans le sol (estimée à environ 20 500 L). La quantité d'hydrocarbures dans les puits avant la réalisation du pompage (0,49 m dans P16) est très similaire à celle mesurée après l'arrêt du pompage (0,42 m dans P16) (Tableau 8). Les variations de résistivité mesurées et mises sous forme de cartographie 2D illustrent davantage les variations de l'intensité des saturations de LNAPL dans le sol au cours du cycle de marée, avec une accumulation de LNAPL à la surface de la nappe phréatique corrélée aux faibles coefficients de marnage.

La visualisation en carte des résistivités électriques supérieures à $73 \Omega.m$ fait correspondre la présence de LNAPL dans le puits B4, les variations de vitesse d'écoulement de LNAPL dans le puits P16 (Figure 66) et les zones de fortes résistivités électriques. La question peut se poser de la raison de la diminution du LNAPL dans les puits au début du pompage, sachant que quelques jours après, un apport progressif de LNAPL dans les puits de la zone se produit. Cet apport de LNAPL s'amplifie à l'arrêt du pompage, mais corrèle les variations, observées hors pompage, des épaisseurs de LNAPL en lien avec le cycle lunaire (Atteia et al. 2019).

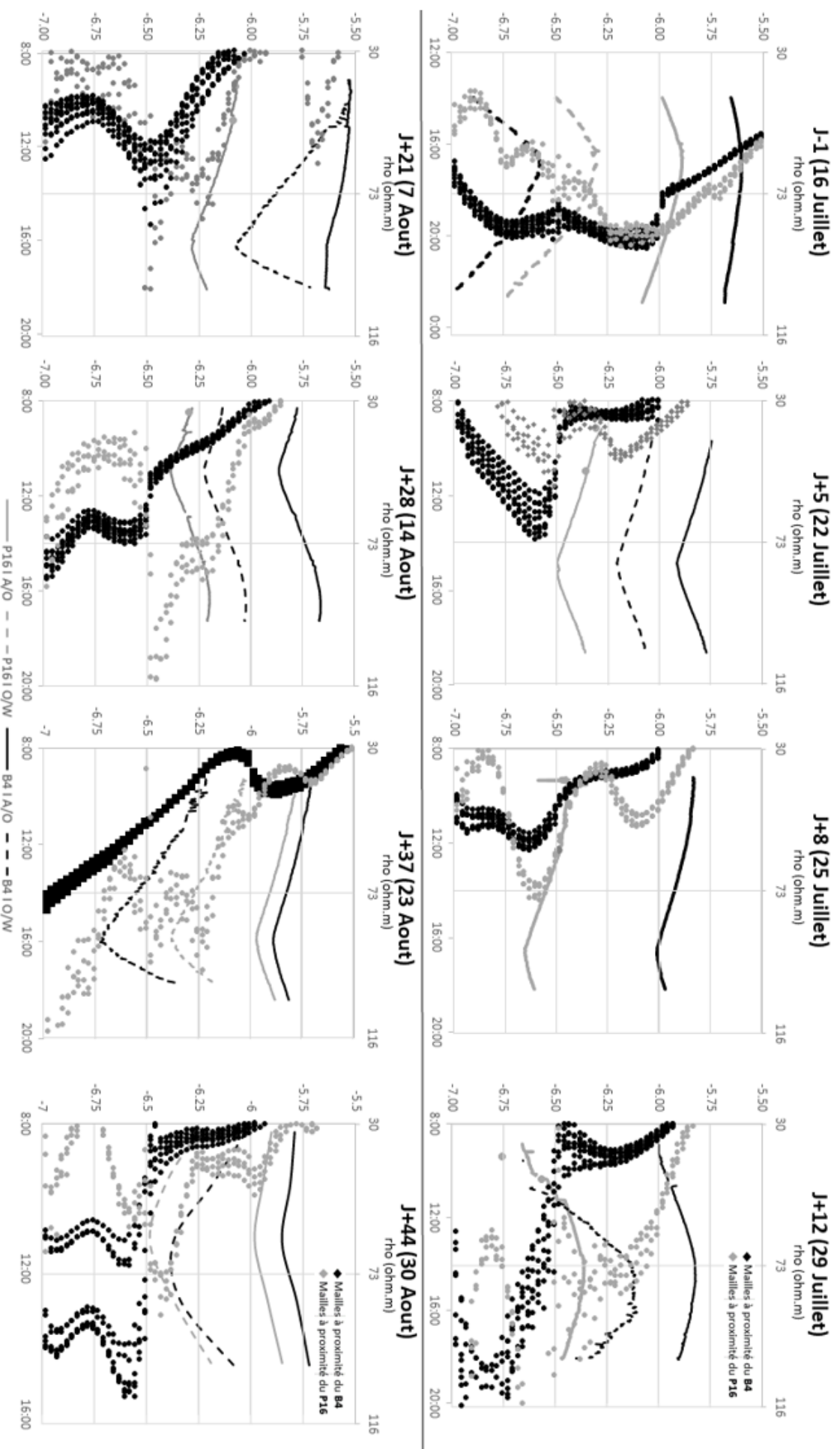


Figure 66 : Suivi de l'évolution du signal de résistivité près des puits de la zone étudiée superposé aux variations de profondeur des interfaces mesurées dans ces mêmes puits (P16 en gris ; B4 en noir).

III.4.2.e Choix de la valeur limite de résistivité électrique

La corrélation entre la vue en carte de la répartition des plus fortes résistivités par tomographie de résistivité électrique 3D et la présence de LNAPL dans les puits est lié au choix de la résistivité fixée à 73 Ω .m, comme étant la valeur limite de mise en évidence de sol contaminé par des LNAPL grâce à l'utilisation de signaux de résistivité électrique sans toutefois relier une saturation en LNAPL à une valeur de résistivité électrique. Cette valeur a été fixée sur les mesures réalisées à l'état initial (16 juillet) avant le démarrage du pompage, de façon à faire correspondre l'épaisseur de LNAPL dans les puits à l'épaisseur du volume de plus forte résistivité au niveau des mailles du modèle inversé situées à proximité du puits. Ce choix de valeurs conditionne les résultats mis en avant comme étant liés à une forte saturation en LNAPL et est spécifique à chaque site, avec une dépendance à la lithologie, à l'état de dégradation du LNAPL et à la teneur en hydrocarbures dissous dans la nappe.

Sur certaines inversions (29 juillet, 7 août, 23 août, 30 août) de fortes valeurs de résistivité sont calculées de façon très ciblée. Certaines de ces valeurs sont liées à du LNAPL emprisonné dans la porosité, mais dans la majeure partie des cas, ces valeurs de résistivité supérieures à 73 Ω .m sont localisées en bordure de la zone de modélisation et associées à une zone de faible sensibilité des mesures (encadré rouge de la Figure 52). Il est probable que ces valeurs soient liées à des artefacts d'inversions et non à de réelles variations des propriétés de résistivité électrique. De plus, la profondeur des électrodes des TEV s'arrêtant à -7 m, les données en bordure de modèle et à forte profondeur (< -6,5 m) sont fortement impactées par l'état initial implémenté dans le modèle d'inversion.

III.4.2.f Impact du pompage/écrémage par rapport à l'impact du cycle de marée

Le pompage/écrémage, n'ayant pas entraîné de changement significatif de la quantité de pollution en LNAPL au niveau du pilote d'étude, la réalisation de campagnes de mesures peu espacées dans le temps, ne peut apporter d'éléments de réponses plus précises, quant à l'évolution du signal lié au retrait du LNAPL dans le sol.

Les variations de niveau de nappe phréatique changeant de façon significative au cours de l'année, les paramètres hydrauliques des mesures sont très différents d'un état à l'autre. De plus, en l'absence de données d'épaisseur de LNAPL dans les puits (puisqu'étant écrémé dès que du LNAPL est observé) à un état d'équilibre avec la quantité de LNAPL dans le sol, il n'est pas possible de confronter les résistivités électriques mesurées. La dépollution n'ayant pas été réalisée dans le but d'extraire la totalité du LNAPL présent sur site, une quantité significative de LNAPL était toujours présente dans le sol avant l'excavation du terrain par les équipes de dépollution empêchant le suivi sur plus long terme de la zone d'étude.

Eléments clés du chapitre III

La contamination du sol et des eaux souterraines en hydrocarbures est un problème environnemental fréquent et coûteux à quantifier et à résoudre. La détection et la surveillance des sites contaminés par LNAPL à l'aide de techniques géophysiques efficaces et économiques sont d'une extrême importance dans la gestion de ces sites (Moradi et al., 2011).

La présence d'hydrocarbures dans le sol et dans l'eau a un impact sur leurs propriétés mesurables par des méthodes géophysiques. Ainsi, la présence de LNAPL mobile, à la surface de la nappe, entraîne une augmentation de la résistivité électrique mesurée par tomographie (de résistivité électrique). Afin de caractériser cette augmentation de résistivité sur une faible épaisseur, il est nécessaire de positionner des électrodes autour de la profondeur d'investigation. Ce dispositif, dont la géométrie est spécifique à chaque site investigué (Labrecque et al., 1996a), notamment du fait de la profondeur visée, de l'hétérogénéité du sous-sol et des dimensions de la zone à caractériser, permet un gain de sensibilité des mesures proportionnel à la profondeur investiguée.

Une première expérimentation en cubitainer a permis de calibrer la réponse de résistivité électrique attendue à la présence de LNAPL au-dessus de la nappe. Un test de traçage a permis de s'assurer de la fiabilité des électrodes des TEV et de leur bon contact avec le terrain naturel. Une simulation numérique a été réalisée dans le but d'optimiser le positionnement des TEV autour des puits déjà présents sur la zone d'étude et de définir les limites de ce dispositif de mesure. Ainsi des volumes plus résistants de moins de la moitié de l'espacement inter électrodes immergées et de plusieurs dimensions ont pu être caractérisés correctement.

La réalisation des mesures réparties dans le temps a permis de confirmer les informations expérimentales et numériques, avec la caractérisation d'un volume de plus forte résistivité liée à la présence de LNAPL en phase mobile, suivant les variations de la nappe et se déplaçant dans l'espace sous l'influence du pompage dans le puits P16.

La précision des mesures est définie par la moitié de l'écartement entre les électrodes verticales tandis que l'écartement maximum entre deux ensembles d'électrodes verticales (immergées ou TEV) est fixé par la moitié de la profondeur de l'électrode la plus profonde par rapport à l'électrode la moins profonde.

Conclusion générale

Caractérisation géologique et hydrogéologique

Ce projet de recherche, qui s'est déroulé sur l'ancienne raffinerie de Petit Couronne en Normandie (76650), a tout d'abord consisté à réaliser une caractérisation géologique et géophysique des hétérogénéités de la surface d'étude, désignée comme zone pilote, et sur laquelle la majorité des efforts de ce projet se sont concentrés. Cette caractérisation a permis de définir différents compartiments géologiques des faciès alluvionnaires variables, allant des limons argileux aux sables grossiers, entre la surface et une profondeur de 8 à 10 m. Ces alluvions reposent sur la craie fracturée à silex, datée entre le Santonien et le Campanien (86 à 72 millions années).

La nappe varie entre 4 et 6 m de profondeur au gré des saisons et des marnages. Ces variations ont été caractérisées comme répondant au cycle lunaire (28 jours). Les niveaux piézométriques de l'aquifère des alluvions varient suivant un cycle bijournalier de 6 à 19 cm en réponse aux variations de la Seine (2,45 m à 3,94 m), située à 500 m à l'ouest. Toutefois, les plus grosses variations sont en lien avec le cycle lunaire et les variations des coefficients de marée (jusqu'à 45 cm). Les hydrocarbures, retrouvés en majorité dans la zone de battement de nappe et correspondant à un mélange essence-gazole (75% d'aliphatiques) partiellement dégradé, ont été caractérisés par échantillonnage, selon le protocole MacaOH. Les variations de quantité hydrocarbures dans les puits corrélaient négativement les variations de la hauteur de la nappe. Ainsi, un apport marqué de LNAPL dans les puits a été observé lorsque la profondeur de l'aquifère est supérieure à -5,93 m. Cette accumulation de LNAPL est d'autant plus grande que les coefficients de marée correspondent à la période de mortes-eaux, puisque le niveau est au plus bas. Il serait intéressant de spécifier que cette étude des marnages n'était pas un objectif initial, mais a été rendu nécessaire pour s'affranchir de cette variation et qu'elle a apporté des résultats inédits.

Caractérisation hydrodynamique

Après avoir maîtrisé les variations hydrauliques de la nappe, une caractérisation hydrodynamique est réalisée par le biais de pompages croisés. La zone étude étant en permanence sous l'emprise des marnages, un traitement a permis d'isoler le signal brut du pompage avec des rabattements inférieurs en amplitude aux variations bijournalières. La caractérisation des hétérogénéités hydrauliques de la zone d'étude a été réalisée au moyen de pompages avec des débits suivant des fonctions différentes. Dans un premier temps, le pompage en RQS (débit constant) a permis la réalisation d'une cartographie tridimensionnelle des conductivités hydrauliques de l'aquifère basée sur les hétérogénéités d'électro-faciès identifiées préalablement. Ces électro-faciès ont été modélisés en hydro-faciès après inversion des données de rabattements de 13 puits au cours de deux pompages.

Les débits du deuxième pompage croisé suivent une fonction sinusoïdale (débit harmonique) ce qui permet un traitement numérisé des données. Les variations sinusoïdales enregistrées par les sondes pressiométriques sont extraites par transformée de Fourier, qui permet également de travailler la dimension fréquentielle, pour une optimisation des temps de calcul.

Les deux méthodes sont adaptées à la caractérisation spatiale et dynamique des propriétés hydrauliques de l'aquifère (transmissivité, conductivité hydraulique, perméabilité). Le volume de l'aquifère investigué est bien plus important que dans le cadre de pompages classiques puisque l'intégralité de la surface située entre les puits est investiguée. D'un côté, l'inversion 3D du pompage en RQS est particulièrement adaptée aux milieux fortement hétérogènes et tout particulièrement d'un point de vue vertical. De l'autre côté, le pompage harmonique est particulièrement adapté aux aquifères pollués (faibles débits de pompage requis), car la nature oscillatoire du signal généré facilite l'extraction des réponses piézométriques de faible amplitude (par transformée de Fourier). De même, le pompage harmonique est particulièrement adapté à la caractérisation des milieux aux forts contrastes de propriétés hydrauliques et permet d'identifier les axes d'écoulements préférentiels (karsts, conduites hydrauliques...).

Toutefois, la qualité de la caractérisation est dépendante du nombre de puits situés sur la zone d'étude (minimum 4) et ils ne doivent pas être trop éloignés, afin de mesurer une variation de la hauteur piézométrique et ainsi réaliser la tomographie hydraulique.

Caractérisation de la réponse de la résistivité électrique à la présence de LNAPL

Les aspects hydraulique et hydrodynamique ayant été traités, la suite du projet de recherche s'est intéressée à sa thématique principale consistant à caractériser la présence d'hydrocarbures en phase mobile à la surface de la nappe par des outils de résistivité électrique. La connaissance des propriétés hydrodynamique de la zone d'étude a permis de choisir la zone pilote du suivi de la quantité d'hydrocarbures dans le sol au cours d'un pompage écrémage. Cette étude a permis de confirmer que la présence d'hydrocarbures dans le sol est identifiable par des mesures de résistivité électrique en forages, avec une géométrie adaptée à la caractérisation. Cette présence d'hydrocarbure, à forte saturation (au-dessus de la Sor), se caractérise par une forte résistivité électrique sur une faible épaisseur.

Dans le cas d'un compartiment de sol saturé en hydrocarbures en phase mobile, le signal de résistivité électrique est plus résistif que l'encaissant ne présentant pas d'hydrocarbure. La profondeur des lentilles d'hydrocarbure, combinée à leurs faibles épaisseurs, rend difficile la caractérisation de ces zones résistantes, depuis la surface. De

plus, le contexte de marnage et la forte variabilité des épaisseurs de LNAPL dans les puits a rendu cette caractérisation complexe. La mise en place d'électrodes de résistivités, autour de la profondeur à caractériser avec précision, permet de s'astreindre de l'atténuation de sensibilités des mesures avec la profondeur. Ce gain de précision à fortes profondeurs se fait au détriment de la liberté du positionnement des électrodes qui, une fois implantées ne sont pas mobiles. Dans le cas d'étude présenté, le suivi par résistivité électrique a permis d'imager en trois dimensions la répartition des accumulations de LNAPL mobile dans le sous-sol, soumis aux marnages et sous l'influence d'un pompage écrémage. La répétition des mesures dans le temps permet de cibler les hétérogénéités géologiques (résistivités constantes) et, à partir de la connaissance des propriétés hydrodynamiques du système, de cibler certaines variations des valeurs de résistivité inversées comme étant des artefacts d'inversions.

La géophysique intrusive et plus particulièrement la résistivité électrique, lorsqu'elle est bien dimensionnée, permet de modéliser avec une précision connue, la répartition du LNAPL à forte saturation (ou proche de la Sor) dans le sol et donc de délimiter des lentilles à forte densité d'hydrocarbures dans le sol. Les mesures de résistivité électrique réalisées mettent en avant une zone de résistivité plus importante au niveau de la zone de battement de nappe et suivant les variations piézométriques et d'épaisseurs de LNAPL observées dans les puits de la zone d'étude. Cette distinction de lentilles d'hydrocarbures non dégradés et de nature résistante est possible, à la condition d'utiliser des électrodes de résistivité disposées verticalement et encadrant la zone à caractériser, avec un écartement inter-électrodes correspondant à la caractérisation recherchée. La difficulté à établir une relation entre concentration en LNAPL et valeurs de résistivité électrique a limité les conclusions de ce projet de recherche à la caractérisation de zones de forte saturation en LNAPL (au-dessus de la Sor).

Mise en perspective de la caractérisation par géophysique du LNAPL.

Les observations réalisées dans le cadre de ce projet de recherche sont en accord avec les études publiées par Daily et al. (1995), Benson et al. (1997), Sauck (2000) et Halihan et al. (2005) indiquant que la présence d'hydrocarbures non dégradés augmente les valeurs de résistivité électrique du milieu investigué. Toutefois, les résultats obtenus par la réalisation de mesures de résistivité électrique en surface n'ont pas permis d'établir ce lien avec la présence de pollution en LNAPL. Les investigations menées en forage ont permis de faire ressortir l'impact de la présence de LNAPL sur les mesures de résistivité électrique.

La réalisation de mesures de résistivité électrique tridimensionnelles (entre forages) appliquées à la caractérisation de l'évolution d'une lentille d'hydrocarbures soumise aux

marnages et à un pompage écrémage n'avait, à notre connaissance, jamais été réalisée in situ. Des profils de résistivités électriques ont permis de mettre en évidence la présence d'hydrocarbures en 2D ou pseudo-3D (Tildy et al. 2017 ; Halihan et al., 2005), la caractérisation d'une épaisseur de LNAPL en phase mobile et de sol aux concentrations en hydrocarbures proche de la Sor est une méthodologie récente dont les particularités techniques restaient à approfondir (Deceuster et al. 2006 ; Power et al., 2014).

Ces particularités techniques, telles que le positionnement des électrodes de résistivité électrique et la géométrie des quadripôles, sont spécifiques à chaque site d'étude et nécessitent, au préalable, une modélisation numérique des sensibilités des quadripôles afin de s'assurer de la bonne répartition des électrodes. La méthodologie présentée dans ce manuscrit s'appuie sur de solides connaissances du fonctionnement hydraulique et hydrodynamique de la nappe, mais également des hydrocarbures en phase mobile soumis aux mêmes dynamiques. Cette méthodologie, établie au cours du projet de recherche, assure l'adéquation du dispositif de mesure à la caractérisation de la présence de fortes saturations en LNAPL.

Le choix du positionnement des quadripôles a un impact non négligeable sur les intensités de résistivité mesurées. De nombreuses études ont mis en avant l'importance du choix du dispositif (nombre d'électrodes et positionnement relatif des électrodes) et les travaux réalisés dans ce projet de recherche confirment cette importance. Cette étude a ainsi permis d'adapter les connaissances en matière de modélisation et de sensibilité à la caractérisation d'une zone de fortes teneurs en LNAPL. Suite cette étude, la réalisation d'une étude de sensibilité par rapport au positionnement des électrodes est systématiquement recommandée, afin d'optimiser leurs emplacements. Toutefois, la qualité de chaque quadripôle n'a pas été évaluée et la quantité de quadripôles aurait pu être optimisée en retirant les points de mesures non essentiels à la caractérisation de la zone de battement de nappe. De plus, la réalisation de mesures en configuration pôle-dipôle, jugé adapté à la caractérisation par tomographie verticale par Bing and Greenhalgh (2000) n'a pas été abordée puisque l'utilisation des dispositifs dipôle-dipôle équatorial a été privilégiée. Nous avons montré que ce dispositif est adapté à la caractérisation, in situ, d'un volume comportant de fortes saturations en LNAPL.

Limites de ce projet de recherche

Centré sur la caractérisation de la lentille d'hydrocarbures en phase mobile, au sein de laquelle la biodégradation est peu active (Yang et al., 2007), ce projet de recherche n'a pas exploré les phénomènes de dégradation biologique des hydrocarbures au niveau bactérien. Ces phénomènes ont une influence sur l'évolution de la réponse de résistivité électrique au cours du temps (Halihan et al. 2005 ; Che-Alota et al. 2009). Ces investigations auraient été tout particulièrement intéressantes dans le cadre d'un suivi plus long terme d'un panache

de pollution en LNAPL. La couverture de la zone en enrobé routier est, de plus, défavorable à la réalisation de mesures de polarisation spontanée, qui auraient permis de quantifier cette activité biologique et ainsi de caractériser à l'augmentation de la conductivité électrique du sol au cours du temps dans de zones ayant une densité de pollution moindre. Le suivi d'une dépollution avancée (par pompage-écrémage), suivie d'une bioremédiation, permettra de réaliser un suivi temporel complet de l'évolution du signal de résistivité électrique :

- L'écémage complet du LNAPL dans les puits devrait permettre de réduire l'intensité du signal de résistivité électrique, lié à la présence du LNAPL, par l'apparition de discontinuités dans la répartition du produit en phase mobile, qui est responsable de la forte résistivité électrique
- puis la biodégradation des chaînes carbonées devrait entraîner une augmentation globale des conductivités électriques mesurées.

La dépollution complète de la zone d'étude ayant nécessité une excavation de la zone pilote, les mesures réalisées dans le cadre de ce projet de recherche ont été stoppées pour des raisons temporelles et logistiques.

Perspectives et approfondissement

La réalisation de ce projet de recherche ouvre des perspectives de caractérisations tridimensionnelles de différents types de pollutions ayant un impact sur les propriétés géo-électriques du sous-sol, tels que les hydrocarbures. Le suivi temporel apporte des informations plus précises quant aux variations temporelles et permet de conforter les mesures de résistivité électrique réalisées. Ces dernières sont plus facilement caractérisées, à condition de ne pas cumuler les phénomènes impliquant des changements de propriétés géoélectriques simultanés (Labrecque et al., 1996). L'injection de réducteur, solution riche en matériaux ferreux, est un exemple de suivi réalisable par résistivité électrique (Bording et al., 2020). Un tel suivi en trois dimensions permet de mieux cibler dans l'espace les injections forcées (par géoprobe), qui peuvent se limiter à certains axes d'écoulements préférentiels. De même, le suivi des températures de chauffe du sous-sol lors d'une désorption thermique peut être réalisé par tomographie de résistivité électrique, afin d'imager en trois dimensions la dispersion de la chaleur (Hermans et al., 2015).

D'une façon plus globale, la résistivité électrique en forage est un outil pouvant permettre de mieux contraindre les hétérogénéités lithologiques ou hydrogéologiques à forte profondeur. Bien qu'elle soit invasive et donc plus coûteuse, cette méthodologie peut également permettre de mieux cibler des axes d'écoulements préférentiels en deux ou trois dimensions selon l'objectif des mesures.

Bibliographie

A

- Abbas M., Jardani A., Soueid Ahmed A., Revil A., Brigaud L., Begassat P. and Dupont J.P. 2017a. Redox potential distribution of an organic-rich contaminated site obtained by the inversion of self-potential data. *Journal of Hydrology*, volume 554: 111-127. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.08.053
- Abbas M., Jardani M. and Dupont J. P. 2017b. Développement des méthodologies géophysique et géochimique pour la caractérisation d'un site contaminé par des hydrocarbures. *Manuscrit de thèse*.
- Abbas M., Jardani A., Machour N. and Dupont J.-P. 2018. Geophysical and geochemical characterization of a site impacted by hydrocarbon contamination undergoing biodegradation. *Near Surface Geophysics*, volume 16(2): 176-192. doi.org/10.3997/1873-0604.2017061
- Abdel Aal G.Z., Slater L.D., Atekwana E.A. 2006. Induced-polarization measurements on unconsolidated sediments from a site of active hydrocarbon biodegradation. *Geophysics*, volume 71, H13–H24. doi.org/10.1190/1.2187760.
- Alharthi A, and Jange J. 1987. Soil saturation—Dielectric determination. *Water Resources Research*, volume 23 : 591–595.
- Annan A. P., Cosway S.W. and Redman J. D. 1991. Watertable detection with ground-penetrating radar. *Society of Exploration Geophysicists, Annual Meeting, Extended Abstracts*, volume 61: 494-496
- API Publication 4760. 2007. LNAPL Distribution and Recovery Model (LDRM), volume 2: User and Parameter Selection Guide.
- Appiah I., Wemegah D. D., Asare V. D. S., Danuor S. K. and Forson E. D. 2018. Integrated geophysical characterisation of Sunyani municipal solid waste disposal site using magnetic gradiometry, magnetic susceptibility survey and electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 153: 143-153, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.02.007.
- Archie G.E. 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans. AM. Inst. Min. Metall. Pet. Eng.* 146. 54-62.
- Atekwana E. A., Sauk W. A., and Werkema D. D. 2000. Investigations of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site. *Applied Geophysics*, volume 44: 167–180. doi.org/10.1029/2003GL017346
- Atekwana Es. A., Sauk W. A., Abdel Aal G. Z. and Werkema Jr D.D. 2002. Geophysical investigation of vadose zone conductivity anomalies at a hydrocarbon contaminated site: Implication for assessment of intrinsic bioremediation, *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (JEEG)*, Volume 7: 103-110. doi.org/10.4133/1.2922968
- Atekwana Es. A., Atekwana El. A., Werkema D. D., Allen J. P., Smart L. A., Duris J. W., Cassidy D. P., Sauck W. A., and Rossbach S. 2004. Evidence for microbial enhanced electrical conductivity in hydrocarbon-contaminated sediments: *Geophysical Research Letters*, volume 31, L23501, doi.org/10.1029/2004GL021359.
- Atekwana El. A., Atekwana Es. A., Rowe R.S., Werkema D.D. Jr and Legall F.D. 2004a. The relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated

with hydrocarbon. *Journal of Applied Geophysics*, volume 56: 281–294. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2004.08.003.

- Atekwana E.A., Werkema, D.D., Duris, J.W., Rossbach, S., Atekwana, E.A., Sauck, W.A., Cassidy, J.P., Means, J., and Legall, F.D. 2004b. In-situ apparent conductivity measurements and microbial population distribution at a hydrocarbon-contaminated site, *Geophysics*, volume 69: 56-63. doi.org/10.1190/1.1649375
- Atekwana Es. A. and Slater L.D. 2009 Biogeophysics: A new frontier in earth science research. *Reviews of Geophysics*, Volume 47, RG000285: 1-30. doi.org/10.1029/2009RG000285
- Atekwana Es. A. and Atekwana El. A., 2010. Geophysical Signatures of Microbial Activity at Hydrocarbon Contaminated Sites: A Review. *Surveys in Geophysics*, volume 31 (2): 247–283. [doi:10.1007/s10712-009-9089-8](https://doi.org/10.1007/s10712-009-9089-8).
- Aral M.M. and Liao B. 2002. Effect of groundwater table fluctuations on LNAPL thickness in monitoring wells. *Environmental Geology*, volume 42 (2): 151-161. doi.org/10.1007/s00254-001-0485-8
- Atteia O., Palmier C. and Schaefer G. 2019. On the influence of groundwater table fluctuations on oil thickness in a well related to an LNAPL contaminated aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 223: 103476. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.03.008
- Attwa M. and Ali A.-H. 2018. Resistivity Characterization of Aquifer in Coastal Semiarid Areas: An Approach for Hydrogeological Evaluation. *The Handbook of Environmental Chemistry*: doi.org/10.1007/978-94-007-698-2_10.
- Ayeni, O. 2014. Assessment of heavy metals in wastewater obtained from an industrial area in Ibadan, Nigeria. *RMZ – M&G*, volume 61: 19–24.

B

- Babcock E. and Bradford J.H., 2015. Reflection waveform inversion of ground-penetrating radar data for characterizing thin and ultrathin layers of nonaqueous phase liquid contaminants in stratified media. *Geophysics*, volume 80(2): H1–H11. doi.org/10.1190/GEO2014-0037.1
- Baedecker M.J., Cozzarelli I.M., Eganhouse R.P., Siegel D.I. and Bennett P.C. 1993. Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer: III. Biogeochemical reactions and mass balance modeling in anoxic groundwater. *Applied Geochemistry*, volume 8: 569–586. [doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90014-8](https://doi.org/10.1016/0883-2927(93)90014-8)
- Bakhos T., Cardiff M., Barrash W. and Kitanidis P. K. 2014. Data processing for oscillatory pumping test. *Journal of Hydrology*, volume 511: 310-319. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.001
- Barker R.D. 1980. Application of Geophysics in ground water investigation, Water Survey, Volume 84 : 489-492.
- Batu V. 1998. Aquifer Hydraulics. A comprehensive Guide to hydrogeologic data analysis. *John Wiley & Sons*. 752p. ISBN : 978-0-471-18502-4
- Bear J. 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media, *American Elsevier Publishing Co.* : 763
- Benoit, S., Ghysels, G., Gommers, K. et al. 2019. Characterization of spatially variable riverbed hydraulic conductivity using electrical resistivity tomography and induced polarization. *Hydrogeology Journal*, volume 27 : 395–407. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1862-7>

- Benson, A.K., Payne K.L. and Stubben M.A. 1997. Mapping groundwater contamination using dc resistivity and VLF geophysical method – A case study. *Geophysics*, Volume 62 (1): 80-86. doi.org/10.1190/1.1444148
- Berg S.J. and Illman W.A. 2014. Comparison of Hydraulic Tomography with Traditional Methods at a Highly Heterogeneous Site, *Groundwater*, volume 53: 71-89. doi.org/10.1111/gwat.12159
- Bermejo J.L., Sauck W.A. and Atekwana E.A. 1997. Geophysical discovery of a new LNAPL plume at the former Wurtsmith AFB, Oscoda, Michigan. *Groundwater Monitoring and Remediation*, volume 17: 131-137. doi.org/10.1111/j.1745-6592.1997.tb01273.x
- Bertolla L. Porsani J.L. Soldovieri F. and Catapano I. 2014. GPR-4D monitoring a controlled LNAPL spill in a masonry tank at USP, *Brazil Journal of applied geophysics*, volume 103: 237-244 doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.02.006
- Billings S. and Wright D., Interpretation of high-resolution low-altitude helicopter magnetometer surveys over sites contaminated with unexploded ordnance, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 72, Issue 4, 2010, Pages 225-231, ISSN 0926-9851. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2010.09.005.
- Bing Z. and Greenhalgh. 2000. Cross-hole resistivity tomography using different electrode configurations. *Geophysical Prospecting*, volume 48 (5): 887-912. doi.org/10.1046/j.1365-2478.2000.00220.x.
- Binley, A., Cassiani, G., Middleton, R. and Winship, P. (2002) Vadose zone flow model parameterisation using cross-borehole radar and resistivity imaging. *Journal of Hydrology*, volume 267: 147–159. [doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00146-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00146-4)
- Bleil V. and Petersen N. 1982. Magnetic properties of natural minerals; Paramagnetism. In: Landolt-Boernstein, Numerical data and functional relationships in science and technology, Group V, vol. 1, subvol. b :312-320. Springer Verlag Berlin.
- Blondel A., Schmutz M., Franceschi M., Tichané F. and Carles M. 2014. Temporal evolution of the geoelectrical response on a hydrocarbon contaminated site, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 103: 161-171, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.01.013.
- Bohling G. C., Butler Jr. J. J., Zhan X., and Knoll M. D. 2007. A field assessment of the value of steady shape hydraulic tomography for characterization of aquifer heterogeneities, *Water Resources Research*, volume 43 (5): W05430. doi.org/10.1029/2006WR004932
- Bois E. and Journet A., 1993. Lunar and terrestrial tidal effects on the Moon's rotational motion. *Celestial Mechanics and Dynamical Astronomy*. volume 57 (1-2): 295-305. doi.org/10.1007/BF00692480
- Bolève A., Vandemeulebrouck J. and Grangeon J. 2012. Dyke leakage localization and hydraulic permeability estimation through self-potential and hydro-acoustic measurements: Self-potential ‘abacus’ diagram for hydraulic permeability estimation and uncertainty computation, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 86: 17-28, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2012.07.007
- Bording, T.S., Fiandaca, G., Maurya, P.K., Auken, E., Christiansen, A.V. and Tuxen, N. 2019. Cross-borehole tomography with full decay spectral time-domain induced polarization for mapping of potential contaminant flow-paths. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 226: 103523. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.103523.
- Bording T., Kuhl A.K., Fiandaca G., Christensen J. F., Christiansen A.V. and Auken E. 2020. Cross-borehole geoelectrical time-lapse monitoring of in situ chemical oxidation and permeability

- estimation through induced polarization. *Near Surface Geophysics*. Volume 19 (1): 43-58. doi.org/10.1002/nsg.12131
- Börner F., Gruhne M. and Shön J. 1993. Contamination indications derived from electrical properties in the low frequency range, *Geophysical Prospecting*, volume 41: 83-98. doi.org/10.1111/j.1365-2478.1993.tb00566.x
- Börner F., Schopper J.R. and Weller A. 1996. Evaluation of transport and storage properties in the soil and groundwater zone from induced polarization measurements, *Geophysical Prospecting* 44 (4): 583-601. doi.org/10.1111/j.1365-2478.1996.tb00167.x
- Breede K., Kemna A., Esser O., Zimmermann E., Vereecken H. and Huisman J. 2012. Spectral induced polarization measurements on variably saturated sand–clay mixtures. *Near Surface Geophysics*, volume 10 (6): 479–489. doi.org/10.3997/1873-0604.2012048
- BRGM, 2001, guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes : BRGM/RP-50662-FR
- Broggini F., Vasmel M., Robertsson J. and van Manen D. J. 2016. Immersive boundary conditions: Theory, implementation, and examples. *Geophysics*. Volume 82 (3). doi.org/10.1190/geo2016-0458.1
- Butler J.J. 2005. Hydrogeological methods for estimation of spatial variations in hydraulic conductivity. *Hydrogeophysics*. Water Science and Technology Library. Springer, Dordrecht.
- Burnett R. D., Fursevich D. A. and Lach C. P. 2005. Techniques used to evaluate potential LNAPL mobility. Conference Remediation technologies symposium: 1-16

C

- Campbell D.L., Lucius J.E., Ellefsen K.J. and Deszcz-Pan M. 1996. Monitoring of a controlled LNAPL spill using Ground Penetrating Radar, *Symposium on Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP)*: 511-517 doi.org/10.3997/2214-4609-pdb.205.1996_056.
- Cardiff M., Barrash W., Kitanidis P.K., Malama B., Revil A., Straface S. and Rizzo E. 2009. A Potential-Based Inversion of Unconfined Steady-State Hydraulic Tomography. *Ground Water* 47: 259-270. doi.org/10.1111/j.1745-6584.2008.00541.x
- Cardiff M., Bakhos T., Kitanidis P.K. and Barrash W. 2013. Aquifer heterogeneity characterization with oscillatory pumping: Sensitivity analysis and imaging potential. *Water Resources Research*, volume 49: 5395-5410. doi.org/10.1002/wrcr.20356
- Cardiff M., Barrash W. and Kitanidis P.K. 2013b. Hydraulic conductivity imaging from 3-D transient hydraulic tomography at several pumping/observation densities, *Water Resources Research*, volume 49: 7311–7326. doi.org/10.1002/wrcr.20519
- Cardiff M. and Slayer C. 2016. Strategies for avoiding errors and ambiguities in the analysis of oscillatory pumping tests. *Journal of Hydrology*, volume 540: 1016-1021. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.045
- Cardiff M., Zhou Y., Barrash W. and Kitanidis P.K. 2019. Aquifer Imaging with Oscillatory Hydraulic Tomography: Application at the Field Scale. *Groundwater*. Volume 58 (5): 710-722. doi.org/10.1111/gwat.12960.
- Carrera J., Medina A., Heredia J., Vives L., Ward J. and Walters G. 1987. Parameter Estimation in Groundwater Modelling: From Theory to Application. *Proceedings of the International Conference on Groundwater Contamination: Use of Models in Decision-Making*: 151-169.

- Carrera J, Alcolea A., Medina A. Hidalgo J. and Slooten L.J. 2005 Inverse problem in hydrogeology. *Hydrogeology Journal*, volume 13 (1) : 206–222.
- Cassan M. 1980. Les essais d'eau dans la reconnaissance des sols. 275p.
- Cassiani G., Kemna A., Villa A. and Zimmermann E. 2009. Spectral induced polarization for the characterization of free-phase hydrocarbon contamination of sediments with low clay content. *Near Surface Geophysics*, volume 7 (5–6): 547–562. doi.org/10.3997/1873-0604.2009028
- Castaing C. and Debeglia N. 1992. A new method for combining gravimetric and geological data, *Tectonophysics*, volume 204 : 151-162. ISSN 0040-1951. [doi.org/10.1016/0040-1951\(92\)90276-C](https://doi.org/10.1016/0040-1951(92)90276-C)
- Castillo M.P. 2013. Using ground penetrating radar in the investigation of LNAPL contamination within a controlled environment. Thesis. doi.org/10.13140/RG.2.1.3228.6565
- Castany G. and Margat J. 1977. Dictionnaire français d'hydrogéologie. *BRGM editor*.
- Castany G. 1982. Principe et méthode de l'hydrogéologie. *Dunod Université*. Paris : Bordas, 237p.
- de Castro D. L., Gomes R. M. and Branco C. 2003. 4-D ground penetrating radar monitoring of a hydrocarbon leakage site in Fortaleza (Brazil) during its remediation process: a case history, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 54(1–2): 127-144, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2003.08.021
- Chambers J.E., Loke M.H., Ogilvy R.D. and Meldrum P.I. 2004. Non-invasive monitoring of DNAPL migration through a saturated porous medium using electrical impedance tomography. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 68 (1–2): 1-22. [doi.org/10.1016/S0169-7722\(03\)00142-6](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00142-6)
- Chapko R., Kress R. and Yoon J.R. 1999. An inverse boundary value problem for the heat equation: the Neumann condition. *Inverse Problems*, volume 15 (4): 1033.
- Che-Alota V., Atekwana E. A., Atekwana E. A., Sauck W. A. and Werkema D. D. Jr. 2009. Temporal geophysical signatures from contaminant- mass remediation, *Geophysics*, 74(4), B113–B123, doi.org/10.1190/1.3139769.
- Christensen T.H., Bjerger P.L., Banwart S.A., Jakobsen R., Heron G. and Albrechtsen H.-J. 2000. Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 45 (3-4): 165-241. [doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00109-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00109-1)
- Christensen A. G. 2019 NIRAS. AquaconSoil congress Antwerp 22-05-2019.
- Cirpka O. A., Li W. and Englert A. 2006. Hydraulic tomography and the curse of storativity. *American Geophysical Union*, Fall Meeting 2006, abstract id. H42A-02
- Cohen R.M., A.P. Bryda, S.T. Shaw and C.P. Spalding. 1992. Evaluation of visual methods to detect NAPL in soil and water, *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 12 (4): 132-141. doi.org/10.1111/j.1745-6592.1992.tb00072.x
- Cohen R. M. and Mercer J.W. 1993. DNAPL Site Evaluation, CRC Press, Boca Raton, FL, 314 pp.
- Colombano S., Guerin V., Saada A., Hiez D. and Bomer H. 2008. La mesure des hydrocarbures flottants ; Application au cas pratique du 10 juin 2008. Présentation lors de la Journée Technique d'information et de retour d'expérience de la gestion des sols pollués en 2008.

Commer M., Newman G.A., Williams K.H. and Hubbard S.S. 2011. 3D induced-polarization data inversion for complex resistivity. *Geophysics*, volume 76 (3): 1MJ–Z74. doi.org/10.1190/1.3560156

Constable, S. C., R. L. Parker, and C. G. Constable. 1987. Occam's inversion: A practical algorithm for generating smooth models from EM sounding data. *Geophysics*, volume 52 : 289–300, doi.org/10.1190/1.1442303.

Cozzarelli I.M., Bekins B.A., Baedecker M.J., Aiken G.R., Eganhouse R.P. and Tuccillo M.E. 2001. Progression of natural attenuation processes at a crude-oil spill site: I. Geochemical evolution of the plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 53:369–385. [doi.org/10.1016/s0169-7722\(01\)00174-7](https://doi.org/10.1016/s0169-7722(01)00174-7)

D

Dafflon B. and Barrash W. 2012. Three-dimensional stochastic estimation of porosity distribution: Benefits of using ground-penetrating radar velocity tomograms in simulated-annealing-based or Bayesian sequential simulation approaches, *Water Resources Research*, volume 48, W05553. doi.org/10.1029/2011WR010916

Daily W. and Owen E. 1991. Cross-borehole resistivity tomography. *Geophysics*, volume 56: 1228–1235. doi.org/10.1190/1.1443142

Daily W. and Ramirez A. 1995. Electrical resistance tomography during in-situ trichloroethylene remediation at the Savannah River Site. *Journal of Applied Geophysics*, volume 33: 239–249. [doi.org/10.1016/0926-9851\(95\)90044-6](https://doi.org/10.1016/0926-9851(95)90044-6)

Daily W.D., Ramirez A.L. and Johnson R. 1998. Electrical impedance tomography of a perchloroethylene release. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, volume 2 (3): 189–201.

Daniels J.J. 1977. Three-dimensional resistivity and induced polarization modelling using buried electrodes. *Geophysics*, volume 42: 1006–1019. doi.org/10.1190/1.1440761.

Daniels J.J. and Dyck A. 1984. Borehole resistivity and electromagnetic methods applied to mineral exploration. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Volume GE-22 : 80–87. doi.org/10.1109/TGRS.1984.350582

Dashwood B., Gunn D., Curioni G., Inauen C., Swift R., Chapman D., Royal A., Hobbs P., Reeves H. and Taxil J. 2020. Surface wave surveys for imaging ground property changes due to a leaking water pipe, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 174, 103923, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2019.103923.

Davis E.L. and Lien B.K. 1993. Laboratory study on the use of hot water to recover light oily wastes from sands, EPA/600/ R-93/021, U.S.EPA, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, 59 pp

Davis J. L. and Annan, A. P. 1989, Ground-penetrating radar for high-resolution mapping of soil and rock stratigraphy: *Geophysical Prospecting*, volume 37 : 531–551.

De Clercq T., Jardani A., Fischer P., Thannberger L., Vu T. M., Pitaval D., Côme J.M. and Begassat P. 2020. The use of electrical resistivity tomograms as a parameterization for the hydraulic characterization of a contaminated aquifer, *Journal of Hydrology*, volume 587 : 124986. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124986.

- Deceuster J., Delgranche J. and Kaufmann O. 2006. 2D cross-borehole resistivity tomographies below foundations as a tool to design proper remedial actions in covered karst. *Journal of applied geophysics*, volume 60: 68-86. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.12.005
- Deceuster J. and Kaufmann O. 2012. Improving the delineation of hydrocarbon-impacted soils and water through induced polarization (IP) tomographies: a field study at an industrial waste land. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 136-137: 25-42. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.05.003
- Deng Y., Shi X., Revil A., Wu J. and Ghorbani A. 2018. Complex conductivity of oil-contaminated clayey soils. *Journal of hydrology*, volume 561: 930-942. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.055
- DeRyck S.M., Redman J.D. and Annan A.P. 1993. Geophysical monitoring of a controlled kerosene spill: *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP)*: 5–20. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.055
- Deska I. and Ociepa E. 2013. Impact of the Water Table Fluctuations on the Apparent Thickness of Light Non-aqueous Phase Liquids. *Ecological Chemistry and Engineering*, volume 20: 771-778. [doi.org/10.2428/ecea.2013.20\(07\)070](https://doi.org/10.2428/ecea.2013.20(07)070).
- Doetsch J., Linde N., Coscia I., Greenhalgh S. A. and Green A. G. 2010. Zonation for 3D aquifer characterization based on joint inversions of multimethod crosshole geophysical data, *Geophysics*, volume 75 (6): G53-G64. doi.org/10.1190/1.3496476
- Dross P., Vergain J. and Nydegger T. 2011. Guide pratique pour les essais de pompage de puits. *ICRC*.

E

- Ebong, E.D., Abong, A.A., Ulem, E.B. et al. 2021. Geoelectrical Resistivity and Geological Characterization of Hydrostructures for Groundwater Resource Appraisal in the Obudu Plateau, Southeastern Nigeria. *Nat Resour Res* 30, 2103–2117. doi.org/10.1007/s11053-021-09818-4
- Edwards R.N. and Howel E.C. 1976. Field test of the magnetometric resistivity (MMR) method. *Geophysics*, volume 41 (6): 1170–1183. doi.org/10.1190/1.2035911
- Eissa M.A., Parker B.L. Shouakar-Stash O., Mahmoud H.H. and Shiekh A.E. 2015. Electrical resistivity tomography, geochemistry and isotope tracers for salt water intrusion characterization along the Northwestern coast. *Hydrogeophysical studies. GSA Annual Meeting Baltimore, Maryland, USA*.
- Eluwole A.B., OlaOlorun O.A., Ademilua O.L. et al. 2020. Subsurface electrical resistivity modelling over a suspected fault zone at Ojirami, Southwestern Nigeria. *Model. Earth Syst. Environ.* 6, 2543–2551 doi.org/10.1007/s40808-020-00848-0

F

- Faury G., Adam C., Champel F., Dubuc S., Jacquot P., Pavie Y. and Simon C. 2001. Complément de l'inventaire de sites industriels en Haute-Normandie et mise à jour en 2001. BRGM/RP-51283-FR, 49 p.
- Fischer P., Jardani A., Soueid Ahmed A., Abbas M., Wang X., Jourde H. and Lecoq N. 2017. Application of large-scale inversions algorithms to hydraulic tomography in an alluvial aquifer. *Groundwater*, volume 55: 208-218. doi.org/10.1111/gwat.12457

Fischer P., De Clercq T., Jardani A., Thannberger L., Massei N. and Abbas M. 2020. Imaging the hydraulic properties of a contaminated alluvial aquifer perturbed with periodic signals. *Hydrogeology Journal*, volume 28:2713-2726. doi.org/10.1007/s10040-020-02233-8

Fayyadh A. and Hussien B. M. 2016. Modeling the hydrogeochemical processes and source of ions in the groundwater of aquifer within Krasra-Nukhaib Region (West Iraq). *International Journal of Geosciences*, volume 7: 1156-1181. doi.org/10.4236/ijg.2016.710087

G

Gatsios, E., García-Rincón, J., Rayner, J.L., McLaughlan, R.G., and Davis G.B. 2018. LNAPL transmissivity as a remediation metric in complex sites under water table fluctuations. *J. Environ. Manag.* 215, 40–48. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.026.

Gernez S., Bouchedda A., Gloaguen E. and Paradis D. 2019. Comparison between hydraulic conductivity anisotropy and electrical resistivity anisotropy from tomography inverse modeling, *Frontiers in Environmental Science*, volume 7:67. doi.org/10.3389/fenvs.2019.00067

Giampaolo V., Rizzo E., Titov K., Mainault A. and Lapenna V. 2014. Self-potential monitoring of a crude oil contaminated site (Trecate, Italy): first results of the modelling. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 21(15): 8932-8947. doi.org/10.1007/s11356-013-2159-y

Glaser D.R., Werkema D.D., Versteeg R.J., Henderson R.D. and Rucker D.F. 2012. Temporal GPR imaging of an ethanol release within a laboratory-scaled sand tank. *Journal of Applied Geophysics*, volume 86: 133-145, ISSN 0926-9851. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2012.07.016.

Grellier S., Robain H., Guerin R. and Bobachev A. 2008. Monitoring of leachate recirculation in a bioreactor landfill by 2D electrical resistivity imaging. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, volume 13(4): 351-359. doi.org/10.2113/JEEG13.4.351.

Grisso R.B., Alley M., Holshouser D. and Thomason W. 2009. Soil electrical conductivity. Precision farming tools. Virginia Cooperative Extension. Publication 442-508.

Grzegorzczak T.M., Fernández J. P., Shubitidze F., O'Neill K. and Barrowes B.E. 2012. Subsurface electromagnetic induction imaging for unexploded ordnance detection, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 79: 38-45, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.12.014

Guiltinan E. and Becker M.W. 2015. Measuring well hydraulic connectivity in fractured bedrock using periodic slug tests. *Journal of Hydrology*, volume 521: 100-107. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.066

Gupta S.C. and Hanks R.J. 1972. Influence of Water Content on Electrical Conductivity of the Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* volume 36 : 855-857.

H

Haario H., Saksman E. and Tamminen J. 2001. An adaptive metropolis algorithm. *Bernoulli*, volume 7 (2): 223–242. doi.org/10.2307/3318737

Halihan T., Paxton S., Graham I., Fenstemaker T. and Riley M., 2005, Post remediation evaluation of a LNAPL site using electrical resistivity imaging. *Journal of Environmental Monitoring*, volume 7 (4): 283-287. doi.org/10.1039/B416484A

- Halihan T., Sefa V., Sale T. and Lyverse M. 2017. Mechanism for detecting NAPL using electrical resistivity imaging, *Journal of Contaminant Hydrology*, Volume 205: 57-69, doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.08.007.
- Hantush M.S. 1961a. Drawdown around a partially penetrating well, *Journal of the Hydraulics Division*, volume 87 (HY4): 83-98. doi.org/10.1061/JYCEAJ.0000633
- Hantush M.S. 1961b. Aquifer tests on partially penetrating wells. *Journal of the Hydraulics Division*, volume 87(HY5): 171-195. [doi.org/10.1016/0022-1694\(92\)90054-Y](https://doi.org/10.1016/0022-1694(92)90054-Y)
- Hasan M. F. R., Fransiska C. D., Suaidi D. A., Wisodo H. Martina N. et al. 2021. IOP Conference Series. Earth and Environmental Science; Bristol Volume 739, N° 1. doi.org/10.1088/1755-1315/739/1/012002
- Hermans T., Wildemeersch S., Jamin P., Orban P., Brouyère S., Dassargue A.s and Nguyen F. 2015. Quantitative temperature monitoring of a heat tracing experiment using cross-borehole ERT. *Geothermics*, 53, 14-26. doi.org/10.1016/j.geothermics.2014.03.013
- Hochstetler D.L., Barrash W., Leven C., Cardiff M., Chidichimo F. and Kitanidis P.K. 2016. Hydraulic Tomography: Continuity and Discontinuity of High-K and Low-K Zones. *Groundwater*, volume 54 (2): 171-185. doi.org/10.1111/gwat.12344
- Houzé C., Pessel M., Durand V. and Ali T. 2017. Monitoring an artificial tracer test within streambed sediments with time laps underwater 3D ERT. *Journal of Applied Geophysics*, volume 139: 158-169. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.02.003
- Huang H., Hu X. B., Wen X.-H. and Shirley C. 2004. Stochastic inverse mapping of hydraulic conductivity and sorption partitioning coefficient fields conditioning on nonreactive and reactive tracer test data, *Water Resources Research*, volume 42, W08416. doi.org/10.1029/2003WR002253
- Hyndman D.W., Harris J.M. and Gorelick S.M. 1994. Coupled seismic and tracer test inversion for aquifer property characterization, *Water Resources Research*, volume 30: 1965-1977. doi.org/10.1029/94WR00950
- Hwang Y.K., Endres A.L., Piggott S.D. and Parker B.L. 2008. Long-term ground penetrating radar monitoring of a small volume DNAPL release in a natural groundwater flow field, *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 97: 1–12. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.11.004

I

- Illman W.A., Liu X., Takeuchi S., Yeh T.-C.J., Ando K. and Saegusa H. 2009. Hydraulic tomography in fractured granite: Mizunami Underground Research site, Japan. *Water Resources Research* 45: W01406. doi.org/10.1029/2007WR006715
- Illman W.A., Zhu J., Craig A.J. and Yin D. 2010. Comparison of aquifer characterization approaches through steady state groundwater model validation: A controlled laboratory sandbox study. *Water Resources Research*, volume 46: W04502. doi.org/10.1029/2009WR007745
- Ingham, M., Pringle D. and Eicken H. 2008. Cross-borehole resistivity tomography of sea ice. *Cold Regions Science and Technology*, volume 52(3): 263–277. doi.org/10.1016/j.coldregions.2007.05.002
- Iravani M.A., Deparis J., Davarzani H., Guerin R. and Maineult A. 2020. The influence of temperature on the dielectric permittivity and complex electrical resistivity of porous media saturated with

DNAPLs: A laboratory study; *Journal of Applied Geophysics*. Volume 172: 103921. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2019.103921

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2009. Evaluating Natural Source Zone Depletion at Sites with LNAPL. Washington, D.C.: *Interstate Technology and Regulatory Council*.

J

Jardani A., Dupont J.P., Revil A., Massei N., Fournier M. and Laignel B. 2012. Geostatistical inverse modeling of the transmissivity field of a heterogeneous alluvial aquifer under tidal influence. *Journal of Hydrology*, volume 472-473: 287-300. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.031

Jardani A., Revil A. and Dupont J.P. 2013. Stochastic joint inversion of hydrogeophysical data for salt tracer test monitoring and hydraulic conductivity imaging. *Advances in Water Resources*, volume 52: 62-77 doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.08.005

Johnson, C.K., J.W. Doran, H.R. Duke, B.J. Wienhold, K. Eskridge and J.F. Shanahan. 2001. "Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil condition." Faculty Publications, Department of Statistics. Paper 9, digitalcommons.unl.edu/statisticsfacpub/9.

Johnson T.C., Rucker D.F. and Glaser D.R. 2015. Near-Surface Geophysics at the Hanford Nuclear Site, the United States, *Treatise on Geophysics (Second Edition)*: 571-595, doi.org/10.1016/B978-0-444-53802-4.00205-0.

Johansson S., Fiandaca G. and Dahlin T. 2015. Influence of non-aqueous phase liquid configuration on induced polarization parameters: Conceptual models applied to a time-domain field case study, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 123: 295-309, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.08.010.

Jones K.A., Ingham M., Pringle D.J. and Eicken H. 2010. Temporal variations in sea ice resistivity: resolving anisotropic microstructure through cross-borehole dc resistivity tomography. *Journal of Geophysical Research*, volume 115 (C11). doi.org/10.1029/2009JC006049.

K

Kabala J. Z. 1994. Measuring distribution of hydraulic conductivity and storativity by the double flowmeter test. *Water Resources Research*, volume 30 (3): 685-690. doi.org/10.1029/93WR03104

Karaoulis M.C., Kim J.H. and Tsourlos P.I. 2011. 4D active time constrained resistivity inversion. *Journal of Applied Geophysics*, volume 73 (1), 25–34. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2010.11.002

Kazakis N., Pavlou A., Vargemezis G., Voudouris K.S., Soulios G., Pliakas F. and Tsokas G. 2016. Seawater intrusion mapping using electrical resistivity tomography and hydrochemical data. An application in the coastal area of eastern Thermaikos Gulf, Greece, *Science of The Total Environment*, volume 543 (A) : 373-387. ISSN : 0048-9697. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.041.

Kemblowski M. W. and C.Y. Chiang. 1990. Hydrocarbon Thickness Fluctuations in Monitoring Wells. *Ground Water*, volume 28: 244–252. doi.org/10.1111/j.1745-6584.1990.tb02252.x

Kemna A., Binley, A. and Slater L. 2004. Crosshole IP imaging for engineering and environmental applications, *Geophysics*, volume 69, 1, 97-101

Kemna A., Binley A., Cassiani G., Niederleithinger E., Revil A., Slater L., Williams K.H., Orozco A.F., Haegel F.-H., Hordt A., Kruschwitz S., Leroux V., Titov K. and Zimmermann E., 2012. An

- overview of the spectral induced polarization method for near-surface applications. *Near Surface Geophysics*, volume 10: 453–468. doi.org/10.3997/1873-0604.2012027
- Keller G.V. and Frischknecht F.C. 1996. Electrical methods in geophysical prospecting, Pergamon press, Oxford.
- King T.V.V. and Olhoeft G.R. 1989. Mapping organic contamination by detection of clay-organic processes, in Proc. Conf. on Petroleum Hydrocarbons and organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection and Restoration conference: 627-640.
- Klotzsche A., Lärm L., Vanderborght J., Cai G., Morandage S., Zörner M., Vereecken H., and van der Kruk J. 2019. Monitoring soil water content using timelapse horizontal borehole GPR data at the field-plot scale. *Vadose Zone Journal*. Volume 18 : 190044. doi.org/10.2136/vzj2019.05.0044
- Kremer T., Vieira C. and Mainault A. 2018. ERT monitoring of gas injection into water saturated sands: Modelling and inversion of cross-hole laboratory data, *Journal of Applied Geophysics*, volume 158 : 11-28. ISSN 0926-9851. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.06.001.
- Kruseman G.P., De Ridder N.A. and Meilnac A. 1974. Analysis and Evaluation of pumping test data. *ILRI Wageningen, 1973, 2nd edition*

L

- LaBrecque D.J. and Ward S. H. 1990. Two-dimensional cross-borehole resistivity model fitting, *Geotechnical and environmental geophysics*, vol. III: Soc. Expl. Geophys. : 51-74
- LaBrecque D.J., Miletto M., Daily W., Ramirez A. and Owen E. 1996. The effects of noise on Occam's Inversion of resistivity tomography data, *Geophysics*, volume 61: 538–548. doi.org/10.1190/1.1443980
- LaBrecque D., Ramirez A., Daily W., Binley A.M. and Schima S. 1996a. ERT monitoring of environmental remediation processes. *Measurement Science and Technology*, volume 7: 375 doi.org/10.1088/0957-0233/7/3/019
- LaBrecque D., Morelli G., Daily W., Ramirez A. and Lundegard P. 1999. Occam's inversion of 3D electrical resistivity tomography. *Three-Dimensional Electromagnetics. Society of Exploration Geophysicists*: 575-590. doi.org/10.1190/1.9781560802150.ch37
- LaBrecque D.J. and Yang X. 2001. Difference inversion of ERT data: a fast inversion method for 3-D in situ monitoring. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, volume 6 (2): 83–89. doi.org/10.3997/2214-4609-pdb.200.2000_104
- LaBrecque D.J., Heath G., Sharpe R. and Versteeg R. 2004. Autonomous monitoring of fluid movement using 3-D electrical resistivity tomography. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, volume 9 (3): 167–176. doi.org/10.4133/JEEG9.3.167
- Lari K. S., Davis G. B., Rayner J. L., Bastow T. P. and Puzon G. J. 2019. Natural source zone depletion of LNAPL: A critical review supporting modelling approaches. *Water Research*, volume 157: 630-646. doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.001

- Lavenue M. and G. de Marsily. 2001. Three-dimensional interference test interpretation in a fractured aquifer using the pilot point inverse method. *Water Resources Research*, volume 37: 2659-2675. doi.org/10.1029/2000WR000289
- Lavoine E. and Lechallas M.C. 1885. La Seine maritime et son estuaire. *Encyclopédie des travaux publics*.
- Le Borgne T., Bour O., de Dreuzy J.R., Davy P. and Touchard F. 2004. Equivalent mean flow models for fractured aquifers: Insights from a pumping test scaling interpretation. *Water Resources Research*, volume 40. doi.org/10.1029/2003WR002436
- Lee CH, Lee JY, Cheon JY and Lee KK. 2001. Attenuation of petroleum hydrocarbons in smear zones: A case study. *Journal of Environmental Engineering*, volume 127(7): 639-647. [doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2001\)127:7\(639\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:7(639))
- Lefebvre R. and Boutin A. 2000. Evaluation of free LNAPL volume and producibility in soils. In *1st Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*, 53rd Canadian Geotechnical Conference, Montréal, Canada. pp. 143-150.
- Levy B. S., Pannell L. J. and Dadoly J. P. 1993. A pressure packer system for conducting rising head tests in water table wells. *Journal of Hydrology*, volume 148 (1-4): 189-202. [doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90259-C](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90259-C)
- Li W., Englert A., Cirpka O.A. and Vereecken H. 2008. Three-Dimensional Geostatistical Inversion of Flowmeter and Pumping Test Data. *Ground Water*, volume 46: 193-201. doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00419.x
- Li K. 2011. Multiple solutions for an asymptotically linear Duffing equation with Neumann Boundary value condition. *Nonlinear Analysis: Theory, Methods and Applications*, volume 74 (8): 2819-2830. doi.org/10.1016/j.na.2011.01.003
- Li S., Xu S., Nie L., Liu B., Liu R., Zhang Q., Zhao Y., Liu Q., Wang H., Liu H. and Guo Q. 2018. Assessment of electrical resistivity imaging for pre-tunneling geological characterization – A case study of the Qingdao R3 metro line tunnel, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 153 : 38-46, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.03.024.
- Lin C. H., Lin C. P., Hung Y. C., Chung C. C., Wu P. L. and Liu H. C. 2018. Application of geophysical methods in a dam project: Life cycle perspective and Taiwan experience, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 158: 82-92, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.07.012
- Loke M.H. and R. D. Barker. 1996. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting* 44, 131-152.
- Loke M.H., Chambers J.E., Rucker D.F., Kuras O. and Wilkinson P.B. 2013. Recent developments in the direct-current geoelectrical imaging method. *Journal of Applied Geophysics*, volume 95: 135-156. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2013.02.017
- Long J., Liu Y., Xing S., Zhang L., Qu M., Qiu L., Huang Q., Zhou B. and Shen J. 2020. Optimal interpolation methods for farmland soil organic matter in various landforms of a complex topography. *Ecological Indicators*, volume 110. doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105926
- Looms M.C., Binley A., Jensen K.H., Nielsen L. and Hansen T.M. 2008. Identifying unsaturated hydraulic parameters using an integrated data fusion approach on cross-borehole geophysical data. *Vadose Zone Journal*, volume 7 : 238-248. doi.org/10.2136/vzj2007.0087

M

- MacDonald A., Bonsor H., Ahmed K. et al. 2016. Groundwater quality and depletion in the Ino-Gangetic Basin mapped from in situ observations. *Nature Geoscience*, volume 9: 762-766. doi.org/10.1038/ngeo2791
- Maliva R. G. 2016. Aquifer pumping tests. *Springer international publishing*: 171-211
- Mao, D., Revil, A., Hort, R.D., Munakata-Marr, J., Atekwana, E.A. and Kulesa, B. 2015. Resistivity and self-potential tomography applied to groundwater remediation and contaminant plumes: sandbox and field experiments. *Journal of Hydrology*, volume 530: 1–14. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.031
- Mao D., Lu L., Revil A., Zuo Y., Hinton J. and Ren Z.J. 2016. Geophysical monitoring of hydrocarbon-contaminated soils remediated with a bioelectrochemical system. *Environmental Science and Technology*, volume 50: 8205–8213. doi.org/10.1021/acs.est.6b00535
- Marinelli F., and Durnford D.S. 1996. LNAPL Thickness in Monitoring Wells Considering Hysteresis and Entrapment. *Ground Water*, volume 34: 405–414. doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02021.x
- Martinez A., Beaty D. S., Stiles J. and Carr T. R. 1998. Comparison of ground-penetrating radar reflectivity and rock properties in a sandstone-dominated incised valley-fill deposit; in, Proceedings of the 7th International Conference on Ground-Penetrating Radar, May 27–30, Lawrence, Kansas: University of Kansas Center for Research, Inc., p. 693–698.
- Martinho E., Almeida F. and Senos Matias M.J. 2006. An experimental study of organic pollutant effects on time domain induced polarization measurements, *Journal of Applied Geophysics*, volume 60: 27-40. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.11.003
- Masi M. and Losito G. 2015. Spectral induced polarization for monitoring electrokinetic remediation processes, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 123: 284-294, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.08.011.
- Maurya P., Balbarini N., Moller I., Ronde V., Christiansen A.V., Bjerg P.L., Auken E. and Fiandaca G. 2018. Subsurface imaging of water electrical conductivity, hydraulic permeability and lithology at contaminated sites by induced polarization. *Geophysical Journal International*, volume 213 (2):770-785. doi.org/10.1093/gji/ggy018
- Mazac O., Cislerova M., Kelly W.E., Landa I. and Venhodova D. 1990. Determination of hydraulic conductivities by surface geoelectrical methods. *Geotechnical and environmental geophysics*, volume 2: 125–132.
- McBride, R.A., A.M. Gordon, and S.C. Shrive. 1990. “Estimating forest soil quality from terrain measurements of apparent electrical conductivity.” *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:290-293.
- McCaulou D. R., Jewette D.G. and Huling S. G. 1995. Nonaqueous Phase Liquids Compatibility with Materials used in well construction, sampling and remediation. *Ground Water Issue*, EPA/540/S-95/503
- McGlashan M.A., Tsoflias G.P., Schillig P.C., Devlin J.F. and Roberts J.A. 2012. Field GPR monitoring of biostimulation in saturated porous media. *Journal of Applied Geophysics*, volume 78, p. 102-112. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.08.006

- Meju M. A. 2000. Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics*, Volume 44 (2–3), 115–150, ISSN 0926-9851, [doi.org/10.1016/S0926-9851\(00\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(00)00011-2).
- Mercer J.W. and R.M. Cohen, 1990. A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization, and remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 6: 107-163. [doi.org/10.1016/0169-7722\(90\)90043-G](https://doi.org/10.1016/0169-7722(90)90043-G)
- Metropolis N. and Ulam S. (1949) The Monte Carlo method. *Journal of the American Statistical Society*, 44, 335–341.
- Middlemiss R.P., Samarelli A., Paul D. J., Hough J., Rowan S. and Hammond G.D. 2016. Measurement of the Earth tides with a MEMS gravimeter. *Nature* 531 : 614-617. doi.org/10.1038/nature17397
- Minsley, B. J., J. Sogade, and F. D. Morgan, 2007, Three-dimensional self-potential inversion for subsurface DNAPL contaminant detection at the Savannah River site, South Carolina: *Water Resources Research*, volume 43, W04429. doi.org/10.1029/2005WR003996
- Monahan S.M. 2013. Investigating fault structure using electrical resistivity tomography. Faculty of Physics Department, California Polytechnic State University, San Luis Obispo.
- Morelli G. and LaBrecque D.J. 1996. Advances in ERT inverse modelling, *European Journal of Environmental and Engineering Geophysical Society*, volume 1 (2): 171–186.
- Moradi M., Hafizi M.K., Taheri B. and Kamal H.S. 2011. Application of geophysical methods to delineation of LNAPL contaminated plume. *Recent Research in Energy, Environment and Landscape Architecture*. ISBN: 978-1-61804-052-7.
- Munoz-Castelblanco J., Pereira J.M. , Delage P. and Cui Y.J. 2012. The influence of changes in water content on the electrical resistivity of a natural unsaturated loess. *ASTM Geotechnical Testing Journal*, volume 35 (1) : 11-17.

N

- Nakamura K. and Kikumoto M. 2014. Modeling water–NAPL–air three-phase capillary behavior in soils. *Soils and foundations*, volume 54 (6) doi.org/10.1016/j.sandf.2014.11.015
- Naudet V., Revil A., Rizzo E., Bottero J.-Y. and Begassat P. 2003. Groundwater redox conditions and conductivity in a contaminant plume from geoelectric investigations: *Hydrology and Earth System Sciences*, volume 8 (1): 8–22. doi.org/10.5194/hess-8-8-2004
- Naudet V., Revil A., Bottero J.-Y. and Begassat P. 2004. Relationship between self-potential SP signals and redox conditions in contaminated groundwater: *Geophysical Research Letters*, volume 30 : 2091. [doi:10.1029/2003GL018096](https://doi.org/10.1029/2003GL018096)
- Naudet V. and Revil A. 2005. A sandbox experiment to investigate bacteria-mediated redox processes on self-potential signals. *Geophysical Res. Lett.* 32 (11), L11405. doi.org/10.1029/2005GL022735
- Nawrocki J., Wojcik A., and A. Bogucki. 1996. The magnetic susceptibility record in Polish and Ukrainian loess-palaeosol sequences conditioned by palaeoclimate. *Boreas*, volume 25, 161-169.
- Neuman S.P. and Witherspoon P.A. 1972. Field Determination of the Hydraulic Properties of Leaky Multiple Aquifer System. *Water Resources Research*, volume 8 (5): 1284-1298.

- Newell C. J., Acree S. D., Ross R. R. and Huling S. G. 1995. Light Nonaqueous Phase Liquids. Ground Water Issue. EPA/540/S-95/500
- Niaounakis, M. and Halvadakis, C.P., 2006. Olive Processing Waste Management. *Second Edition: Literature Review and Patent Survey*. Volume 5. Waste management series. Elsevier. ISBN: 9780080461809
- Noel C. 2014. Suivi de la biodégradation des hydrocarbures par le couplage des mesures géophysiques électriques du sol (polarisation provoquée) et des analyses des gaz (concentration du CO₂ et isotopie du carbone). Thesis

O

- Ochs J. and Klitzsch N. 2020. Considerations regarding small-scale surface and borehole-to-surface electrical resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*, volume 172: 103862. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2019.103862
- Oldenburg D.W. and Ellis R.G., 1991. Inversion of geophysical data using an approximate inverse mapping. *Geophysical Journal International*, volume 105: 325–353. doi.org/10.1111/j.1365-246X.1991.tb06717.x
- Olhoeft G.R. 1985. Low-frequency electrical properties. *Geophysics*, volume 50: 2492–2503 doi.org/10.1190/1.1441880
- Orozco A.F., Kemna A., Oberdörster C., Zschornack L., Leven C., Dietrich P. and Weiss H. 2012. Delineation of subsurface hydrocarbon contamination at a former hydrogenation plant using spectral induced polarization imaging. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 136: 131–144. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.06.001
- Orozco A.F., Williams K.H. and Kemna A. 2013. Time-lapse spectral induced polarization imaging of stimulated uranium bioremediation. *Near Surface Geophysics*, volume 11: 531–544. doi.org/10.3997/1873-0604.2013020
- Orozco A.F., Velimirovic M., Tosco T., Kemna A., Sapion H. and Klaas N. 2015. Monitoring the injection of microscale zerovalent iron particles for groundwater remediation by means of complex electrical conductivity imaging. *Environmental Science & Technology*, volume 49 (9): 5593-5600. doi.org/10.1021/acs.est.5b00208
- Orozco A. F., Micic V., Bücker M., Gallistl J., Hofmann T. and Nguyen F. 2019 Complex-conductivity monitoring to delineate aquifer pore clogging during nanoparticles injection. *Geophysical Journal International*, volume 218: 1838–1852. doi.org/10.1093/gji/ggz255

P

- Paillet F. L. and Morin R. H. 1997. Hydraulic tomography in fractured bedrock aquifers using high-resolution borehole flowmeter measurements. *Engineering Geology Special Publications*, volume 12: 267-272.
- Palacky, G.V. 1987. Resistivity characteristics of geologic targets. *Electromagnetic Methods in Applied Geophysics*, Volume 1, Theory, 1351.
- Paradis D., Gloaguen E., Lefebvre R. and Giroux B. 2016. A field proof-of-concept of tomographic slug tests in an anisotropic littoral aquifer. *Journal of Hydrology*, 536: 61–73.
- Parker J.C., Lenhard R.J. and Koppusamy T. 1987. A parametric model for constitutive properties governing multiphase flow in porous media. *Water Resources Research*, volume 23, pp. 618-624

- Pek J. and Santos F.A.M. 2006. Magnetotelluric inversion for anisotropic conductivities in layered media, *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, Volume 158 (2–4) : 139-158, doi.org/10.1016/j.pepi.2006.03.023.
- Petrovský E., Kapička A., Jordanova N. and Borůvka L. 200. Magnetic properties of alluvial soils contaminated with lead, zinc and cadmium, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 48, Issue 2, Pages 127-136, ISSN 0926-9851, [doi.org/10.1016/S0926-9851\(01\)00085-4](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(01)00085-4).
- Perri M.T., Cassiani G., Gervasio I., Deiana R. and Binley A. 2012. A saline tracer test monitored via both surface and cross-borehole electrical resistivity tomography: Comparison of time-lapse results. *Journal of Applied Geophysics*, volume 79: 6–16. doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.12.011
- Pollock D. and Cirpka O. A. 2010. Fully coupled hydrogeophysical inversion of synthetic salt tracer experiments, *Water Resources Research*, volume 46, W07501. doi.org/10.1029/2009WR008575
- Poortinga A.T., Bos R., Norde W. and Busscher H. J. 2002. Electrical double layer interactions in bacterial adhesion to surfaces. *Surface Science Reports*, volume 47: 1–32. [doi.org/10.1016/S0167-5729\(02\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0167-5729(02)00032-8)
- Powers S.E., Loureiro C.O., Abriola L.M. and Weber W. J. Jr., 1991. Theoretical study of the significance of nonequilibrium dissolution of nonaqueous phase liquids in subsurface systems, *Water Resources Research*, volume 27(4): 463-477. doi.org/10.1029/91WR00074
- Power C., Gerhard J. I., Karaoulis M., Tsourlos P. and Giannopoulos A. 2014. Evaluating four-dimensional time-lapse electrical resistivity tomography for monitoring DNAPL source zone remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*. Volume 162–163: 27–46. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2014.04.004
- Power C., Gerhard J. I., Tsourlos P., Soupios P., Simyrdanis K. and Karaoulis M. 2015. Improved time-lapse electrical resistivity tomography monitoring of dense non-aqueous phase liquids with surface-to-horizontal borehole arrays, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 112: 1-13, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.10.022.

Q

- Qian W., Milkereit B. and Gräber M. 2007. Borehole resistivity tomography for mineral exploration. *EAGE 69th conference and exhibition*
- Qian H., Chen J. and Howard K. W. F. 2020. Assessing groundwater pollution and potential remediation processes in a multi-layer aquifer system. *Environmental Pollution*, volume 263(A): 114669. doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114669

R

- Rabinovich A., Barrash W., Cardiff M., Hochstetler D.L., Bakhos T., Dagan G. and Kitanidis P.K. 2015. Frequency dependent hydraulic properties estimated from oscillatory pumping tests in an unconfined aquifer. *Journal of Hydrology*, volume 531: 2-16. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.021
- Ramirez A., Daily W., LaBrecque D.J., Owen, E. and Chesnut D. 1993. Monitoring and underground steam injection process using electrical resistance tomography. *Water Resources Research*, volume 29 (1): 73–87. doi.org/10.1029/92WR01608
- Ramirez A., Daily W., Binley A., LaBrecque D. and Roelant D. 1996. Detection of leaks in underground storage tanks using electrical resistance methods. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, volume 1 (3): 189–203. doi.org/10.4133/JEEG1.3.189

- Ramírez A.L., Newmark, R.L. and Daily W.D., 2003. Monitoring carbon dioxide floods using electrical resistance tomography (ERT): sensitivity studies. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, volume 8 (3): 187–208. doi.org/10.4133/JEEG8.3.187
- Ramos G., Carrera J., Gomez S., Minutti C. and Camacho R. 2017. A stable computation of log-derivatives from noisy drawdown data. *Water Resources Research*, volume 53 (9): 7904-7916. doi.org/10.1002/2017WR020811
- Rasmussen T.C., Haborak K.G. and Young M.H. 2003. Estimating aquifer hydraulic properties using sinusoidal pumping tests in an unconfined aquifer. *Journal of Hydrology*, volume 531: 2-16. doi.org/10.1007/s10040-003-0255-7
- Revil A., Schmutz M. and Batzle M.L. 2011. Influence of oil wettability upon spectral induced polarization of oil-bearing sands. *Geophysics*, volume 76 (5), A31–A36. doi.org/10.1190/geo2011-0006.1
- Revil A., Karaoulis M., Johnson T. and Kemna A. 2012. Review: some low-frequency electrical methods for subsurface characterization and monitoring in hydrogeology. *Hydrogeology Journal*, volume 20: 617-658. doi.org/10.1007/s10040-011-0819-x
- Robain H., Bellier G., Camerlynck C. and Vergnaut D. 2001. Relation entre résistivité et teneur en eau. Importance des caractéristiques granulométriques, minéralogiques et rhéologiques des sols. Proceedings of the Third Conference of GEOFCAN, Paris, France, September 25–26. 101–105.

S

- Sahloul N. A., Ioannidis M. A. and Chatzis, I. 2002. “Dissolution of residual non-aqueous phase liquids in porous media: Pore-scale mechanisms and mass transfer rates.” *Advanced Water Resources*, volume 25(1): 33–49. [doi.org/10.1016/S0309-1708\(01\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(01)00025-2)
- Sanchez-León E., Leven C., Haslauer C. and Cirpka O. 2016. Combining 3D Hydraulic Tomography with Tracer Tests for Improved Transport Characterization. *Groundwater*, volume 54: 498-507. doi.org/10.1111/gwat.12381
- Sanchez-Vila X., P.M. Meier and J. Carrera. 1999. Pumping tests in heterogeneous aquifers: An analytical study of what can be obtained from their interpretation using Jacob's method. *Water Resources Research* 35: 943-952. doi.org/10.1029/1999WR900007
- Sapia V., Baccheschi P., Villani F., Taroni M. and Marchetti M. 2017. Multidisciplinary geophysical approach to map a disposal site: The Ponza island case study, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 138: 264-274, ISSN 0926-9851, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.02.001>
- Sauck W.A., Atekwana E.A. and Nash M.S. 1998. High conductivities associated with an LNAPL plume imaged by integrated geophysical techniques. *Journal of Environmental and Engineering Geophysics*, volume 2: 203-212. doi.org/10.1080/02533839.2007.9671230
- Sauck W. A. 2000. A model for the resistivity structure of LNAPL plumes and their environs in sandy sediments, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 44 (2–3): 151-165, ISSN 0926-9851, [doi.org/10.1016/S0926-9851\(99\)00021-X](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(99)00021-X).

- Schillig P.C., Tsoflias G.P., Roberts J.A., Patterson E.M. and Devlin J.F., 2010. Ground penetrating radar observations of enhanced biological activity in a sandbox reactor. *Journal of Geophysical Research — Biogeosciences, Special Issue on Biogeophysics*, volume 115 (G00G10). [doi:10.1029/2009JG001151](https://doi.org/10.1029/2009JG001151)
- Schmutz M., Revil A., Vaudelet P., Batzle M., Viñao P.F. and Werkema D.D., 2010. Influence of oil saturation upon spectral induced polarization of oil-bearing sands. *Geophysical Journal International*, volume 183 (1): 211–224. doi.org/10.1111/j.1365-246X.2010.04751.x
- Semple K.T., Doick K.J., Wick L.Y. and Harms H. 2007. Microbial interactions with organic contaminants in soil: definitions, processes and measurement. *Environmental Pollution*, volume 150: 166–76. doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.023
- Sentenac P., Benes V., Budinsky V., Keenan H. and Baron R. 2017. Post flooding damage assessment of earth dams and historical reservoirs using non-invasive geophysical techniques, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 146, Pages 138-148, ISSN 0926-9851, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.09.006>.
- Shima H. 1992. 2D and 3D resistivity imaging reconstruction using cross-hole data. *Geophysics*, volume 55: 682–694. doi.org/10.1190/1.1443195
- Shao Z., Revil A., Mao D. and Wang D. 2018. Finding buried metallic pipes using a non-destructive approach based on 3D time-domain induced polarization data, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 151 : 234-245, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.02.024
- Simyrdanis K., 2013. Development of Surveying Geophysical Techniques for the Study of Geotechnical and Environmental Problems, (PhD thesis), Aristotle University of Thessaloniki, Greece
- Sinke A.J.C., Dury O. and Zobrist J. 1998. Effects of a fluctuating water table: column study on redox dynamics and fate of some organic pollutants, *Journal of Contaminant Hydrology*, 33 (1-2): 231-246.
- Sjödahl P., Dahlin T., Johansson S. and Loke M.H. 2008. Resistivity monitoring for leakage and internal erosion detection at Hällby embankment dam, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 65, Issues 3–4, Pages 155-164, ISSN 0926-9851, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2008.07.003>.
- Slater L., Binley A.M., Daily W. and Johnson R. 2000. Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection. *Journal of Applied Geophysics*, volume 44: 85–102. [doi.org/10.1016/S0926-9851\(00\)00002-1](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(00)00002-1)
- Sogade J.A., Scira-Scappuzzo F., Vichabian Y., Shi W., Rodi W., Lesmes D.P. and Morgan F.D. 2006. Induced polarization detection and mapping of contaminant plumes, *Geophysics*, volume 71: B75-B84. doi.org/10.1190/1.2196873
- Soueid A. A., Zhou J., Jardani A., Revil A. and J.P. Dupont. 2015. Image-guided inversion in steady-state hydraulic tomography. *Advances in Water Resources* 82: 83–97. doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.04.001
- Soupios P., Kouli M., Vallianatos F., Vafidis A. and Stavroulakis G. 2007a. Estimation of aquifer hydraulic parameters from surficial geophysical methods: a case study of Keritis Basin in Chania (Crete–Greece). *Journal of Hydrology*, volume 338 (1–2): 122–131. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.028
- Soupios P., Papadopoulos N., Papadopoulos I., Kouli M., Vallianatos F., Sarris A. and Manios T. 2007b. Application of integrated methods in mapping waste disposal areas. *Environmental Geology*, volume 53 (3): 661–675. doi.org/10.1007/s00254-007-0681-2

- Soupios P., Georgakopoulos P., Papadopoulos N., Saltas V., Andreadakis A., Vallianatos F., Sarris A. and Makris J.P. 2007c. Use of engineering geophysics to investigate a site for a building foundation. *Journal of Geophysics Engineering*, volume 4 (1): 94–103. doi.org/10.1088/1742-2132/4/1/011
- Stewart M. and North L. 2006. A borehole geophysical method for detection and quantification of dense, non-aqueous phase liquids (DNAPL) in saturated soils, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 60 (2): 87-99, ISSN 0926-9851, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2005.12.004>.
- Sudha K., Israil M., Mittal S. and Rai J. 2009. Soil characterization using electrical resistivity tomography and geotechnical investigations, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 67 (1) : 74-79, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2008.09.012.

T

- Tezkan B., Goldman M., Greinwald S., Hördt A., Müller I., Neubauer F.M. and Zacher G.1996. A joint application of radio-magnetotellurics and transient electromagnetics to the investigation of a waste deposit in Cologne (Germany). *Journal of Applied Geophysics*, volume 34: 199–212. [doi.org/10.1016/0926-9851\(95\)00016-X](https://doi.org/10.1016/0926-9851(95)00016-X)
- Tezkan B. 1999. A review of environmental applications of quasi-stationary electromagnetic techniques. *Survey in Geophysics*, volume 20: 279–308. doi.org/10.1023/A:1006669218545
- Tezkan B., Georgescu P. and Fauzi U. 2005. A radiomagnetotelluric, survey on an oil-contaminated area near the Brazi Refinery, Romania, *Geophysics Prospecting*, Volume 53: 311-323. doi.org/10.1111/j.1365-2478.2005.00475.x
- Theis. 1935. The Relation Between the Lowering of the Piezometric Surface and the Rate and Duration of Discharge of a Well Using Ground-Water Storage. *Eos Transactions American Geophysical Union*, volume 16 (2): 519-524.
- Tiehm A. and Schulze S. 2003. Intrinsic Aromatic Hydrocarbon Biodegradation for Groundwater Remediation. *Oil & Gas Science and Technology*. Volume 58: 449–462. doi.org/10.2516/ogst:2003028
- Tildy P., Neduczka B., Nagy P., Kanli A. I. and Hegymegi C. 2017. Time lapse 3D geoelectric measurements for monitoring of in-situ remediation, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 136, 2017, Pages 99-113, ISSN 0926-9851, <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2016.10.037>.
- Titov K., Kemna A., Tarasov A. and Vereecken H. 2004. Induced polarization of unsaturated sands determined through time domain measurements. *Vadose Zone Journal*, journal 3 (4): 1160-1168 doi.org/10.2136/vzj2004.1160
- Tomlinson D.W., Thornton S.F., Thomas A.O., Leharne S.A., Wealthall G.P. 2014. An illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface. *Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL:AIRE)*
- Truex M.J. Vermeul V.R., Mendoza D.P., Fritz B.G., Mackley R.D., Oostrom M., Wietsma T.W. and Macbeth T.W. 2011. Injection of Zero Valent Iron into an Unconfined Aquifer Using Shear-Thinning Fluids. *Ground Water Monitoring and Remediation*. [doi: 10.1111/j1745-6592.2010.001319.x](https://doi.org/10.1111/j1745-6592.2010.001319.x)
- Tsai Y.-J., Chou Y.-C., Wu Y.-S. and Lee C.-H. 2020. Non-invasive survey technology for LNAPL-contaminated site investigation. *Journal of Hydrology*, volume 587: 125002. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125002

Tsourlos P., Ogilvy R., Papzachos C. and Meldrum, P. 2011. Measurement and inversion schemes for single borehole-to-surface electrical resistivity tomography surveys. *Journal of Geophysics and Engineering*, Volume 8 (4): 487–497. doi.org/10.1088/1742-2132/8/4/001.

U

U.S. Environmental Protection Agency, 1995, [Ground Water Issue: Light Non-Aqueous Phase Liquids](#)

U.S. Environmental Protection Agency, 2010, [Waste and cleanup risk assessment glossary](#).

V

Van Nostrand R.G. and Cook K.L. 1966. Interpretation of Resistivity Data. United States Government Printing Office, Washington

Vanhala H., Soininen H. and Kukkonen I. 1992. Detecting organic chemical contaminants by spectral-induced polarization method in glacial till environment, *Geophysics*, volume 57 (8): 1014-1017. doi.org/10.1190/1.1443312

Vanhala H. 1997. Mapping oil-contaminated sand and till with the spectral induced polarization (SIP) method: *Geophysical Prospecting*, volume 45: 303-326. doi.org/10.1046/j.1365-2478.1997.00338.x

Vareda J. P., Valente A. J. M. and Duraes L. 2019. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: *A review Journal of Environmental Management*, volume 246: 101-118. doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.126

Vaudelet P., Revil A., Schmutz M., Franceschi M. and Begassat P. 2011. Changes in induced polarization associated with the sorption of sodium, lead, and zinc on silica sands. *Journal of Colloid and Interface Science*. Volume 360 (2): 739–752. doi.org/10.1016/j.jcis.2011.04.077

de la Vega M., Osella A. and Lascano E. 2003. Joint inversion of Wenner and dipole–dipole data to study a gasoline-contaminated soil. *Journal of Applied Geophysics*, Volume 54, (1–2): 97-109, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2003.08.020.

W

Wagner B.J. 1992. Simultaneous parameter estimation and contaminant source characterization for coupled groundwater flow and contaminant transport modelling. *Journal of Hydrology*, volume 135: 275-303. [doi.org/10.1016/0022-1694\(92\)90092-A](https://doi.org/10.1016/0022-1694(92)90092-A)

Wang T.P., Chen C. C., Tong L. T., Chang P. Y., Chen Y. C., et al. 2015. Applying FDEM, ERT and GPR at a site with soil contamination: A case study. *Journal of Applied Geophysics*, Volume 121, (21-30), ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2015.07.005

Wang W.W., Lin C.H., Tan H.D. and Liu H.L. 2016. Occam inversion of transient electromagnetic data in a layered medium with azimuthal anisotropy. *International Journal of Geosciences*. Volume 7 : 915-927. dx.doi.org/10.4236/ijg.2016.77068

Ward P., Narcowich F. J. and Ward J. D. 2020. Interpolating splines on graphs for data science application. *Applied and computational harmonic analysis*. Volume 49 (2): 540-557. doi.org/10.1016/j.acha.2020.06.001

Weller A. and Slater L. 2019. Permeability estimation from induced polarization: an evaluation of geophysical length scales using an effective hydraulic radius concept, *Near Surface Geophysics*, doi.org/10.1002/nsg.12071

- Wen J.-C., Wu C.-M., Yeh T.-C.J. and Tseng C.-M. 2010. Estimation of effective aquifer hydraulic properties from an aquifer test with multi-well observations (Taiwan). *Hydrogeology Journal*, volume 18: 1143-1155. doi.org/10.1007/s10040-010-0577-1
- Werkema D. D., Atekwana E. A., Anthony L. E., Sauck W. A. and Cassidy D. P. 2003. Investigating the geoelectrical response of hydrocarbon contamination undergoing biodegradation: *Geophysical Research Letters*, volume 30 (12). doi.org/10.1029/2003GL017346
- Whalen M. T. and Day J. 2008. Magnetic susceptibility, biostratigraphy and sequence stratigraphy: insights into Devonian carbonate platform development and basin infilling, Western Alberta, Canada. In: Controls on Carbonate Platform and Reef Development. Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Tulsa, OK, Special Publications, volume 89 : 291–314.
- White M.D., Oostrom M. and Lenhard R.J. 2004. A practical model for mobile, residual and entrapped NAPL in water-wet porous media. *Ground Water*, volume 42: 734-746. doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02727.x
- Wilson V., Power C, Giannopoulos A., Gerhard J. and Grant G. 2009. DNAPL mapping by ground penetrating radar examined via numerical simulation, *Journal of Applied Geophysics*, Volume 69, (3–4): 140-149, ISSN 0926-9851, doi.org/10.1016/j.jappgeo.2009.08.006.

Y

- Yadav B.K., Hassanizadeh S.M. and Kleingeld P.J. 2009. Biodegradation of a light NAPL under varying soil environmental conditions. American Geophysical Union, Fall Meeting 2009.
- Yadav B.K. and Hassanizadeh S.M. 2011. An Overview of Biodegradation of LNAPLs in Coastal (Semi)-arid Environment. *Water Air Soil Pollution*, volume 220(1-4): 225–239. doi.org/10.1007/s11270-011-0749-1
- Yang, C.H., C. Y. Yu, and S. W. Su, 2007. High resistivities associated with a newly formed LNAPL plume imaged by geoelectrical techniques—a case study. *Journal of Chinese Institute of Engineers*, volume 30 :53–6.
- Yeh T.C.J. and Liu S. 2000. Hydraulic tomography: Development of a new aquifer test method. *Water Resources Research* 36 (8): 2095-2105. doi.org/10.1029/2000WR900114
- Yeh T.C.J. and Lee C.H. 2007. Time to change the way we collect and analyze data for aquifer characterization. *Ground Water*, volume 45: 116-118. doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00292.x

Z

- Zacher G., Tezkan B., Neubauer F.M. and Zilkens J. 1996. Radiomagnetotellurics: a powerful tool for waste-site exploration. *European Journal of Environmental and Engineering Geophysics*. Volume 1: 139– 159.
- Zhou B. and Greenhalgh S. 2001. Cross-hole resistivity tomography using different electrode configuration. *Geophysical prospecting*, volume 48 (5): 887-912. doi.org/10.1046/j.1365-2478.2000.00220.x
- Zhou H., Gomez-Hernandez J. and Li L. 2014. Inverse Methods in Hydrogeology: Evolution and Recent Trends, *Advances in Water Resources*, volume 63: 22-37. doi.org/10.1016/j.advwatres.2013.10.014

Zhou Y., Lim D., Cupola F. and Cardiff M. 2016. Aquifer imaging with pressure waves - Evaluation of low-impact characterization through sandbox experiments. *Water Resources Research*, volume 52: 2141-2156. doi.org/10.1002/2015WR017751

Zhu J. and Yeh T.C.J. 2005. Characterization of aquifer heterogeneity using transient hydraulic tomography. *Water Resources Research*, volume 41 (7): W07028. doi.org/10.1029/2004WR003790

Webographie et rapport réalisés par des bureaux d'études sur l'ancienne raffinerie.

BASOL, 2004 : <https://www.georisques.gouv.fr/articles-risques/basol>, web le 10/12/2021

Blog Eklablog, Wokuzy. 2012, 31 Décembre. <http://petroplus.eklablog.com/histoire-de-la-raffinerie-de-petit-couronne-c19234325> ; web le 23/02/2021.

Hauts-de-seine.gouv.fr, 2011 : <http://www.hauts-de-seine.gouv.fr/Politiques-publiques/Environnement-et-prevention-des-risques/Environnement/Installations-classees-espace-Professionnels/Sites-et-sols-pollues> ; web le 10/09/2020.

Rapport pdf ANTEA 2014

Rapport pdf GOLDER 2015

Annexes :

Annexe 1 : Liste des ouvrages piézométriques et opérations réalisées

Nom des ouvrages piézométriques	Diamètre intérieur (mm)	Profondeur (m par rapport au TN)	Diagraphies	Prélèvement Eau/LNAPL	Suivi niveau piézométrique	Suivi LNAPL	Pompage	Ecrémage	Suivi ERT
P1	163	10,8							
P2	163	18,83							
P3	163	9,85							
P4	163	9,7							
P5	163	9,17							
P6	163	10,3							
P7	163	10,34							
P8	163	9,8							
P9	163	10,28							
P10	163	10,39							
P11	163	9,7							
P12	163	10,25							
P13	163	10,12							
P14	163	10,2							
P15	163	9,63							
P16	163	10,8							
P17	163	9,66							
P18	163	9,72							
P19	163	9,53							
P20	163	9,7							
P21	163	9,95							
P22	163	9,9							
P23	163	9,25							
P24	163	9,57							
PzClaus	55	18							
Pz1	55	10,74							
Pz2	55	10,73							
Pz3	55	10,67							
B1	120	11,8							
B2	120	11,9							
B4	120	12							
B8	55	8,5							
S1A	95	10,5							
S1B	95	10							
S2	95	10							

Tableau 9 : Listage des ouvrages piézométriques de la zone d'étude mettant en évidence (case pleine) les opérations réalisées dans chaque ouvrage piézométrique.

Ce tableau résume les différentes caractéristiques (diamètre, profondeur) des ouvrages piézométriques de la zone d'étude. Les cases noircies indiquent les opérations réalisées telles que la réalisation de diagraphies (voir B.3), les prélèvements d'eau et de LNAPL (voir B.2), le suivi piézométrique à l'aide de la zone interface (voir B.1), le suivi du LNAPL (voir B.4). Ce tableau permet également d'identifier les puits qui, dans le cadre du projet de recherche, ont été pompés (voir C.) et ceux qui ont été écrémés. L'indicateur de suivi ERT correspond aux puits dans lesquels des électrodes de résistivité électrique immergées ont été implantées (voir D.2).

Annexe 2 : Article De Clercq et al., 2020



Research papers

The use of electrical resistivity tomograms as a parameterization for the hydraulic characterization of a contaminated aquifer



Théo De Clercq^{a,b,*}, Abderrahim Jardani^a, Pierre Fischer^a, Laurent Thanberger^b, Tan Minh Vu^a, David Pitaval^c, Jean-Marie Côme^c, Philippe Begassat^d

^a UNIROUEN, UNICEAN, UMR CNRS 6143 M2C Morphodynamique Continentale et Côtière at UFR Sciences et Techniques, Université de Rouen, Place Emile Blondel, 76130 Mont Saint Aignan, Normandie, France

^b VALGO, PIC 72 Rue Aristide Briand, 76650 Petit Couronne, France

^c Burgeap GINGER, 143 Avenue de Verdun, 92442 Issy-les-Moulineaux, Ile de France, France

^d ADEME, 20 Avenue du Grésillé, 49000 Angers, Pays de la Loire, France

ARTICLE INFO

*This manuscript was handled by G. Syme.

Keywords:

Electrical resistivity tomogram
Hydraulic tomography
Hydrogeophysics
Inversion
Inverse problem
Stochastic inversion

ABSTRACT

Hydraulic characterization of a contaminated aquifer is an important step in depollution processes because its hydraulic parameters control the choice and efficiency of the depollution protocol to be adopted. The characterization presented in this article uses a 3D electrical resistivity imagery to identify the spatial heterogeneities of a contaminated aquifer under tidal influence. Indeed, we use a 3D resistivity model as a source of information to parameterize the reconstruction of the hydraulic conductivity in 3D by inverting a set of hydraulic data acquired on the 13 monitored wells in response to two pumping tests. This parameterization relies on the identification of the main electro-facies in the resistivity model in the saturated zone, which will then be exploited in the hydraulic characterization to find their corresponding hydraulic conductivity values.

This strategy of parameterization permits to reduce the number of the hydraulic conductivity parameters to be identified to eight hydro-facies, with a stochastic algorithm called the Adaptive Metropolis Algorithm. The hydraulic responses associated with the pumping tests are obtained once the natural effect of the tide is removed. The hydraulic conductivity model has permitted to highlight the main heterogeneities in the aquifer in which the hydraulic conductivity is ranging between $[10^{-4.6}, 10^{-2.8}$ m/s]. This range of variability reveals the permeable and smooth character of the aquifer in which the presence of coarse sand and flint blocks enhances its transmissivity. These permeable zones are electrically identified by resistive anomalies in the 3D electrical resistivity imaging.

1. Introduction

The strong industrialization of the last century has led to an increase of contaminated sites that currently represent a real threat to the health of the population and the quality of the ecosystem (air, water, soil, flora and fauna). To address these environmental issues, several remediation technologies have been developed in order to remove contaminants or to reduce their spread in water resources; among them, we cite: natural attenuation, in situ thermal desorption, in situ chemical oxidation or reduction, hydraulic containment, and pump and treat (Yeung, 2010; Zhang et al., 2017; Ossai et al., 2020). However, their applicability and effectiveness still strongly depend on the dynamic of the aquifer, in

other terms, to the hydraulic conductivity of soils. The groundwater flow and the migration of contaminant plumes are conditioned by the spatial heterogeneity of the hydraulic conductivity which can be sharply ranged even on a small scale and within the same geological formations. In addition, the brownfields hydraulic conductivity field may be affected by the presence of concrete foundations buried in the shallow aquifers.

In general, the characterization of the hydraulic conductivity is performed by means of traditional pumping tests in which the analytical formulations of the groundwater flow equations, either in the transient or steady states, are used to interpret the piezometric responses to water extraction, in order to derive an average value of the

* Corresponding author at: UNIROUEN, UNICEAN, UMR CNRS 6143 M2C Morphodynamique Continentale et Côtière at UFR Sciences et Techniques, Université de Rouen, Place Emile Blondel, 76130 Mont Saint Aignan, Normandie, France.

E-mail addresses: theo.declercq@valgo.com (T. De Clercq), abderrahim.jardani@univ-rouen.fr (A. Jardani), pierre.fischer@univ-rouen.fr (P. Fischer), laurent.thanberger@valgo.com (L. Thanberger), minh-tan.vu@univ-rouen.fr (T.M. Vu), d.pitaval@groupeginger.com (D. Pitaval), jm.come@groupeginger.com (J.-M. Côme), philippe.begassat@ademe.com (P. Begassat).

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124986>

Received 18 March 2020; Received in revised form 16 April 2020; Accepted 17 April 2020

Available online 21 April 2020

0022-1694/ © 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

hydraulic transmissivity (Theis 1935; Hantush 1961). The permeabilities can be progressively estimated with a permeameter test carried out on soils sampled during drilling operations. However, both approaches neglect the heterogeneity of the hydraulic properties in the aquifer, which leads to an inaccurate and incomplete understanding of contaminants transport during the remediation process.

The hydraulic tomography tool appears as an interesting and relevant option to deal with the heterogeneous aquifers through a joint interpretation of a piezometric dataset associated with multiple pumping tests conducted successively at various wells (Yeh et al., 1996; Kitanidis, 1997; Le Borgne et al., 2004; Li et al., 2008). The tomogram of the hydraulic conductivity field, provided from a hydraulic tomography technique, is the result of an optimization algorithm also called “inverse algorithm” in which this field was chosen thanks to its ability to match the observed drawdown data. Inversion algorithms can be deterministic or stochastic. They both rely on an iterative process in which the groundwater flow equations (forward problem) are solved numerically at each iteration, in order to evaluate the mismatch between the observed and predicted hydraulic drawdown (Huang et al., 2004). However, these inverse algorithms do not guarantee to get a unique solution for the following reasons: i) the limited number of the hydraulic data to capture overall unknown parameters (Zhou et al., 2016); ii) The strong sensitivity of the solution to the data noise (Ramos et al., 2017); iii) The numerical uncertainty of mathematical models that cannot describe all the physical mechanisms involved in the experiment, to which it adds the numerical imperfections related to the numerical tool (e.g., finite difference and finite element) used to solve the groundwater equation (Berg and Illman, 2015; Hochstetler et al., 2016).

Over the last few decades, several efforts have been made to deal with the ill-posedness and the uncertainties of the inverse problem via the incorporation of complementary information on the unknown parameters in order to generate a realistic model (Zhou et al., 2014). This additional information is referred as soft data or a priori model and can be deduced from various ways such as: geological characterization (e.g., lithostratigraphic logs, grain size analyses on the soil cores) (Jardani et al., 2012; Zhao et al., 2015), hydrogeological investigation (e.g., permeameter test on the soil cores, tracer and slug experiments) (Sanchez-León et al., 2016) and geophysical prospecting (e.g. Electrical Resistivity Tomography ERT, Electromagnetic Very Low Frequency VLF, Georadar and Seismic methods) (Hyndman et al., 1994; Jardani et al., 2012). Among these attempts: Soueid Ahmed et al., (2015) used the geometry of the geological structures identified by geophysical tomography as a priori information in the inversion of pumping test data to image hydraulic parameters. Bohling et al. (2007) applied cross-well georadar tomography to delineate the shape of the main hydro-facies in which hydraulic conductivity values were then determined by analyzing pumping test data. GPR velocity tomograms were used to support tracer test data for the prediction of hydraulic properties (Dafflon and Barrash, 2012). Jardani et al. (2013) combined the ERT, self-potential and salt concentration data acquired during a salt tracer test to map the hydraulic conductivity field. Pollock and Cirpka (2010) coupled hydrogeophysical inversion to synthetic salt tracer experiments. Doetsch et al., (2010) proposed cross-gradient joint inversion of crosshole -seismic, ERT and radar to retrieve the main geological units of a fluvial aquifer and their petrophysical parameters, as porosity. Gernez et al. (2019) linked the anisotropic patterns of the inverted electrical resistivity to the spatial distribution of the hydraulic conductivity in an alluvial aquifer.

In this paper, we apply the zonation inversion methodology to image the spatial variability of the hydraulic conductivity field. This approach consists of two steps: first, we delineate in 3D the main geological structures of a contaminated aquifer by using ERT. In the second step, we predict the hydraulic conductivity of these structures by inverting the pumping tests data recorded in 13 wells with a Markov chain Monte Carlo-based algorithm.

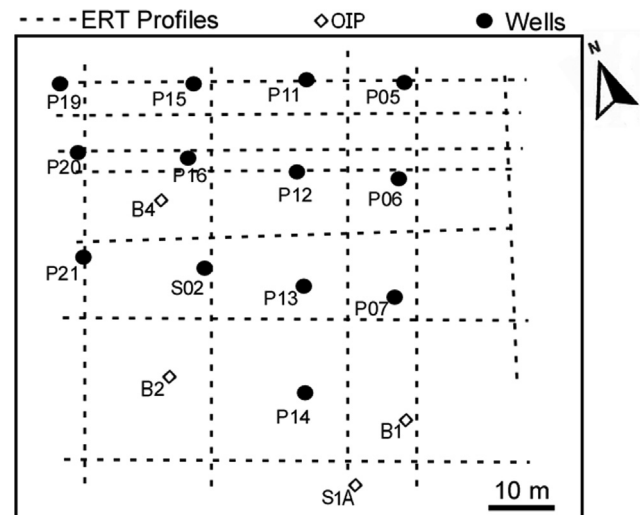


Fig. 1. Map of spatial position of ERT profiles with 2 m electrodes spacing, of the wells used in the hydraulic characterization and the boreholes drilled for OIP (Optical Image Profiler) characterization.

2. Description of the experimental study site

In this manuscript, a hydrodynamic characterization is performed on an experimental site located in a former refinery within a shallow alluvial aquifer contaminated by hydrocarbons. The industrial activities on the site have begun in 1929 and have been stopped in April 2013. The set up of this experimental site aims to understand the degree of heterogeneity in the soil of the former refinery and the nature of the contaminants in order to experiment various remediation protocols. For that reason, 13 piezometers were implanted on a small area (60 m × 60 m) to record the hydraulic fluctuations, and to identify the degree and type of contamination in the aquifer (Fig. 1).

The site is mostly covered by an anthropogenic layer of gravel and in some places, of asphalt and concrete. This layer covers an alluvial formation composed mainly of fine sand (< 0.2 mm) and medium sand (< 1 mm) from 1 to 5 m' depth, and medium (< 1 mm) to gravel sands (< 2 mm) between 5 and 8 m depth. Preliminary geological investigations conducted on the site revealed highly heterogeneous materials constituting the aquifer. The laboratory analysis performed on three core samples indicate a quite constant porosity (from 28.9% to 24.6% between -7.2 and -10.5 m), a hydraulic conductivity varying between $[2.31 \times 10^{-5}$ to 6.87×10^{-4} m/s] and a low quantity of clay. This alluvial terrace relies on an altered chalk formation (below -8.5 m), and both aquifers are hydraulically connected to the Seine River; which is under tidal influence (Jardani et al., 2012). Consequently, the water table in the alluvial aquifer oscillates with time-varying amplitude.

The vertical geochemical profiles conducted on 12 wells with spacing measurement of 0.25 m show that the water temperature is around 12 to 13 °C with a vertical gradient of 0.13 °C/m from 6 to 9 m. The pH of the water is quite homogeneous between 6 and 7.5. The Redox potential fluctuates between -60 and -180 mV, which are high values. The absence of oxygen in groundwater is confirming the anaerobic conditions of the medium, which is also an index of intense process of hydrocarbon biodegradation (Sinke et al., 1998; Abbas et al., 2018). The electrical conductivity of the water is quite homogeneous in the wells with values between 70 and 90 mS/m. All of these water measurements were realized in wells without floating LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquid) layer and broadly indicate that the area is polluted with hydrocarbons and ongoing biodegradation processes that are boosted by the tide fluctuations (Mercer and Cohen, 1990; Sims et al., 1993; Lee et al., 2001; Yadav and Hassanizadeh, 2011).

The chromatographic analysis of LNAPL indicates a partial

degradation of gasoline-diesel mixture. Moreover, the contaminant is approximately composed of 50% of light compounds (< 10 carbon atoms) and the TPH (Total Petroleum Hydrocarbon) analyses confirm that the aliphatic fraction represents 80% of the total mass. Their dynamic viscosity is around 5 mm²/s while their density is varying between 820 and 830 kg/m³.

3. Geoelectrical investigations:

For the geophysical characterization, we performed 12 electrical resistivity profiles to get an idea on the main heterogeneity in the shallow aquifer. These 2D profiles have been made with a Syscal Pro resistivity meter and electrodes placed according to the Wenner schema with two meters as inter-electrodes distance. The stack values were fixed between 4 and 8 with a Vab maximum of 800 mV and an injection time of 500 ms. The distance between the profiles is about 10 m with 5 profiles oriented north-south and 7 profiles into east-west direction (Fig. 1). The north-south profile were 46 to 64 m long and the east-west profiles were 66 to 70 m long for a total of 1811 quadrupoles inverted. The processing of the apparent electrical resistivity has been done in 3D using ERT-Lab64 software, developed by Multi-Phase Technologies and Geostudi Astier. This software relies on a Quasi-Newton inversion algorithm with a smoothness constraint and a forward problem solved by finite elements technique with a 0.5 m mesh for a total of 1 909 476 elements (LaBrecque et al., 1996). For the boundary conditions, we used an insulating condition at the air-ground interface and zero potential on the rest of the boundaries. The noisy data have been processed with a robust weighting algorithm based on data variance iterative reweighting (LaBrecque et al., 1996; Morelli and LaBrecque, 1996). Most of these noises are due to the bad contacts between soil and electrodes in some places covered by a 20 cm concrete layer. To improve the contact, we placed the electrodes in 30 cm hammer drilled holes.

The results of the 3D inversion of the 12 ERT profiles are obtained after 7 iterations, with a final RMSE of 0.67 Ω·m. We only present the distribution of the resistivity in the saturated and capillary zones of the alluvial layer (from 5 to 10 m depth), which will be used in a second step as a guide to predict the hydraulic conductivity field. As shown on the Figs. 2 and 3, this spatial distribution of the resistivity is ranging from 5 to 180 Ω·m. On the 3D model, we can distinguish three anomalies with high relative resistivity (> 35 Ω·m) and two anomalies with quite low resistivity (< 15 Ω·m). The 2D profile presented in Fig. 3, highlight these heterogeneities by crossing most of the heterogeneities

If we compare the 3D model and one OIP (Optical Image Profiler) profiles, they are in the same range of value (Fig. 3). This is because the 3D model integrates larger volumes of soil while the OIP profiles are

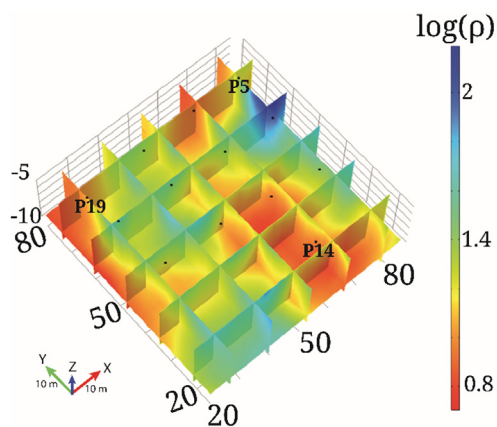


Fig. 2. Resistivity (Ω·m) model from 3D inversion of 12 ERT profiles presented in Fig. 1.

very local, with pores scale resistivity measurements. Indeed, those investigations methods are quite different. Both graphs show an increasing trend with depth from 6 to 8 m and then a higher value above 8 m in link to the altered chalk. Thus, we can say that the 3D model confirms and completes the very local information from OIP profiles and water electrical conductivity of the wells. We suspect that this slight heterogeneity in electrical resistivity may be associated with the three-dimensional distribution of the flint blocks that have centimeter sizes that affects the hydrodynamic features of the aquifer. In the OIP profiles, the presence of flints is also at the origin of the increase in local resistivity (Fig. 4).

4. Hydrogeological investigations

We dedicate this section to the hydraulic tomography of the alluvial aquifer which is considered here as a semi-confined aquifer under tide influence. This characterization is based on a joint inversion of the hydraulic responses recorded in 13 wells during two quasi-static pumping tests conducted on the wells P16 (12 m³/h) and P13 (11.25 m³/h).

These hydraulic responses are also impacted with tide fluctuations, and therefore require a separation of the natural and anthropogenic responses to keep only the pumping responses for the tridimensional reconstruction of the spatial heterogeneity of the hydraulic conductivity field. The approach used for such processing is developed in the next section.

4.1. Data processing

In this study, we will have to remove the tidal component because it has a significant impact on the hydraulic head variations in comparison to the pumping effect. In fact, daily tides have an amplitude of about 20 cm while the drawdown response is under the centimeter scale. To facilitate the removal of this impact, we decided to start the pumping test during the less curved part of the tide, at its mid-period of 6h10, for a pumping duration of 3 h. Such a configuration makes it easier to process hydraulic data compared to a pumping at high- or low-tide momentum. The data processing relies on the reconstruction of the natural tide signature by fitting the data recorded before the pumping and after the recovery by predicting the coefficients of the general Fourier function with 5 terms, which has following form:

$$F(t) = \sum_0^N (a_N \cdot \cos(N * t * w) + b_N * \sin(N * t * w)) \quad (1)$$

With N indicating the number of terms of the general function set here as N = 5.

This equation is formulated as a sum of cosines and sines functions with 5 coefficients that will be determined by fitting the hydraulic data. To illustrate the effectiveness of the technique, we applied it on a theoretical case in which the groundwater flow equation was solved in a COMSOL Multiphysics model with a 20 cm oscillatory tidal signal with a period of 12 h20 imposed on the boundary condition and a pumping test defined as a punctual source term for a duration of 3 h. The model has a homogenous hydraulic conductivity of 10⁻⁴ m/s and the same size as the study zone. The curve fitting technique allows to distinguish the 21 mm drawdown of the hydraulic level successfully as it is shown in the Fig. 5a and b.

In order to extract a steady-state drawdown value for the inversion dataset, we calculate the drawdown mean values in the last 5 min before cutting off the power of the pump. The inversion will be made with these mean values.

4.2. Inversion process

We devoted this section to the introduction of the inverse theory used to interpret the hydraulic data related to the pumping tests for

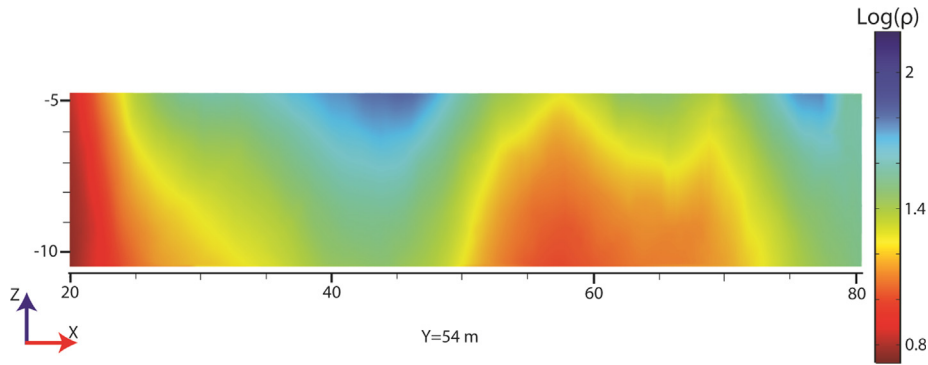


Fig. 3. Cross-section extracted from the 3D inversion resistivity model at Y = 54 m.

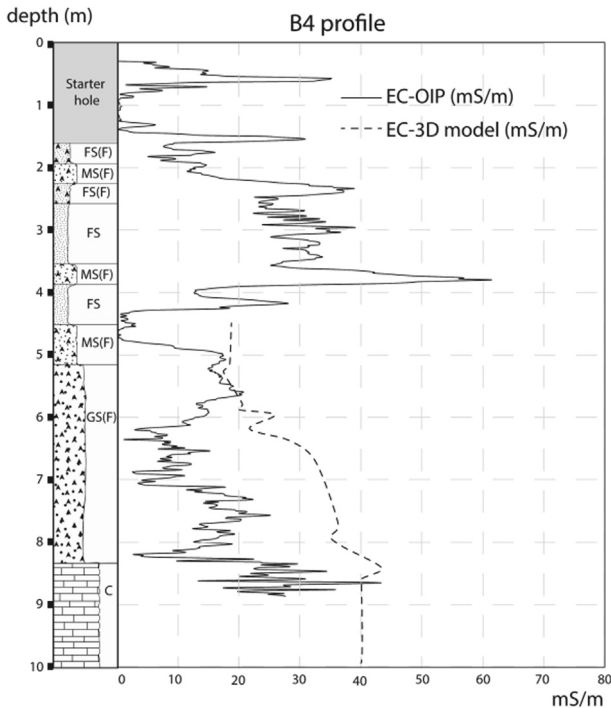


Fig. 4. Graph comparison of the 3D model of Electrical Conductivity versus OIP profile at B4 regarding with the cores granulometry description; with FS : Fine Sand ; MS : Medium Sand ; CS : Coarse Sand ; C : chalk ; (F) : Flint.

inferring the hydraulic conductivity field in 3D. The wells are fully screened in the alluvial aquifer, thus it does not provide three-dimensional information on hydraulic head variations, especially on the Z-axis which remains an integrative data on the entire thickness of the aquifer. To fill the gap in vertical data, we used the ERT as a source of information to delineate the main heterogeneity of the field, which could correspond to variations in the hydraulic parameters. The values for the selections of the 8 electro-facies are calculated on the basis of 7 quantiles so that each electro-facies have the same size (Table 1).

In other words, we assume that the number and shape of electro-facies recovered in ERT remain the same in hydro-facies, so that there is a correlation between the contrast (gradient) of electrical reactivity and hydraulic conductivity. This hypothesis is based on the fact that the electrical conductivity of the water in the study site is almost homogeneous. This strategy permits to guide the inversion, to avoid the non-unicity of the solution and to reduce the number of parameters to estimate. The limited number of unknown parameters pushed us to opt for a stochastic inversion by using a MCMC algorithm. The inverse problem is formulated in a Bayesian framework in which the posteriori probability function $\pi(m|d)$ is defined as a combination of the

drawdown data of the pumping test and a priori information on the hydraulic conductivity model to be predicted during the inverse process (Tarantola 2005).

$$\pi(m) \propto P(h_{obs}|m)P_0(m)$$

With

$$P(h_{obs}|m) = \frac{1}{[(2\pi)^N \det \Gamma_h]^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} (f(m) - h_{obs})^T \Gamma_h^{-1} (f(m) - h_{obs}) \right]$$

$$P_0(m) = \frac{1}{[(2\pi)^M \det \Gamma_m]^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{2} (m - m_{prior})^T \Gamma_m^{-1} (m - m_{prior}) \right] \quad (2)$$

where $P_0(m)$ denotes the prior probability, function used as a complementary information to constrain the parameter \mathbf{m} in the prediction process of the model. Γ_m is the covariance matrix representing the degrees of confidence to the prior values m_{prior} . $P(h_{obs}|m)$ denotes the likelihood function in which a forward operator $f(m)$ is solved numerically to compute the effectiveness of the proposed model m to fit the hydraulic data h_{obs} . Γ_h is a diagonal covariance matrix to include uncertainties on the observed data. This inversion operator is based on a numerical resolution of the diffusion equation with Darcy groundwater flow in porous media.

$$\begin{cases} \nabla \cdot (-10^{-m} \cdot \nabla h) = Q, \text{ in } 3D \\ h = 0m, \text{ at } \Gamma_D \end{cases} \quad (3)$$

Where h denotes the hydraulic head (in meter), Q is the hydraulic flux (m^3/s) and \mathbf{m} is the vector that contains the logarithms of the hydraulic conductivity K (in m/s).

We solve the diffusion equation on a pyramidal finite element mesh with COMSOL Multiphysics. The meshing is defined as extremely fine with an automatic refinement around the boreholes. Dirichlet boundary conditions were imposed on the boundaries, which were placed at 500 m from the investigated zone. The investigation zone is 60 by 60 m with the hydraulic conductivity of the buffer fixed to $10^{-2.1}$ m/s.

The stochastic inversion was led with a large constraint on the hydraulic conductivity in which the interval of sampling was fixed between 10^{-8} and 1. To seek the best model that can reconstruct the hydraulic data and satisfy the constraints imposed by the prior information, we applied a stochastic approach which is based on a MCMC algorithm. This algorithm consists in a generation of an important number of random models using a proposal function. It then tests their efficiency in terms of data-matching and toward the prior models by computing the posterior probability function. The models tested with high probabilities are selected, otherwise they are rejected. The implementation of such approach does not imply any derivative computation of the forward problem, as it is the case in deterministic algorithms, which facilitates the implementation of such algorithm. However, their efficiency depends on the choice of the proposal density function that controls the random walk from one last selected model to the generation of another new one. In this paper, we used Adaptive

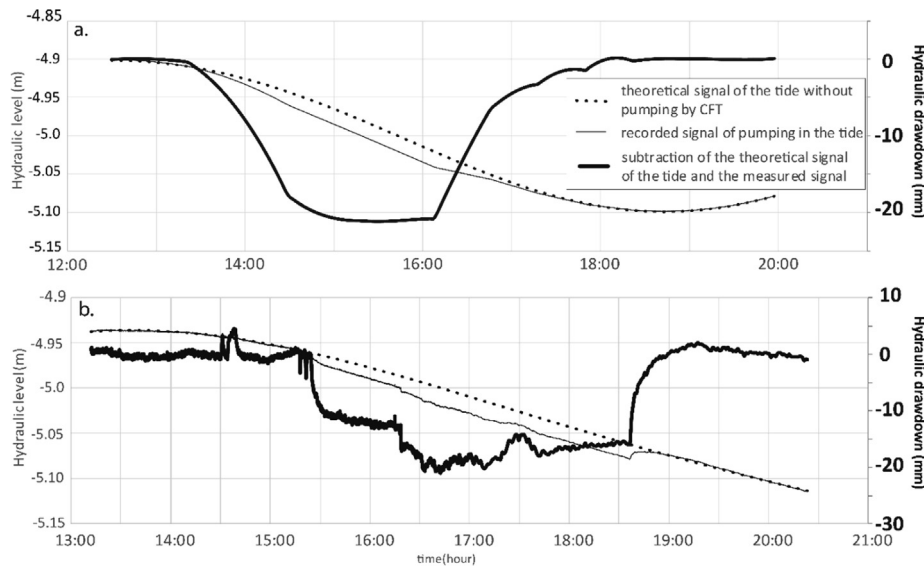


Fig. 5. graphs showing the reconstruction of the tide signal without pumping to extract the pumping drawdowns. With 4a. the numerical example and 4.b.the real hydraulic level variation.

Table 1
upper and lower bound of the electro facies.

Inferior value ($\Omega\cdot m$)	Electro-facies	Superior value ($\Omega\cdot m$)
	Electro-facie 1	< 8.84
8.84	Electro-facie 2	11.80
11.80	Electro-facie 3	14.92
14.92	Electro-facie 4	18.04
18.04	Electro-facie 5	21.34
21.34	Electro-facie 6	26.76
26.76	Electro-facie 7	35.84
35.84 <	Electro-facie 8	

Metropolis (AM) algorithm in which the covariance of Gaussian proposal function is iteratively adapted from the previous models in order to improve the strategy of the sampling as following (Haario et al., 2001) :

$$C_i = S_d Cov(X_0, X_1, \dots, X_{i-1}) + S_d \epsilon I \quad (4)$$

Where $S_d = (2.4)^2 / d$, is a scaling coefficient with d the size of the unknown parameter to estimate, ϵ is a small positive number and I is the identity matrix. The model proposed with the proposal function will be accepted or rejected according to this following probability:

$$\alpha(m_{i-1}, m_p) = \min\left(1, \frac{\pi(m_p)}{\pi(m_{i-1})}\right) \quad (5)$$

Where $\pi(x)$ is the unscaled density, m_p is the tested candidate when the $i-1$ previous candidate has already been tested. In the end, these acceptance criteria guarantee the selection of models that present high quality in the fitting of the piezometric data. In our case, 10 000 iterations were carried out and the inverse result is the mean of the last 25 selected models.

5. Results

The result is presented as a 3D model in terms of logarithm values of hydraulic conductivity (K in m/s in Fig. 6). The inversion has been made on the mean drawdown value determined during the last 5 min of pumping. The means, minimum and maximum value of these last 5 min of pumping are shown on the Fig. 7.

The Root Mean Square Error (RMSE) of the inversion between all the measured and simulated drawdown is 5.23 mm. The coefficient of

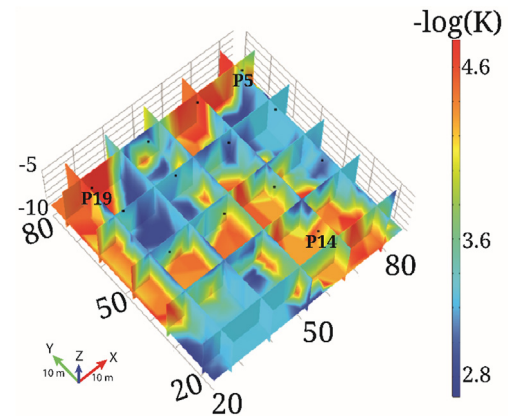


Fig. 6. Hydraulic conductivity (m/s) model after the stochastic inversion to reproduce the pumping drawdown.

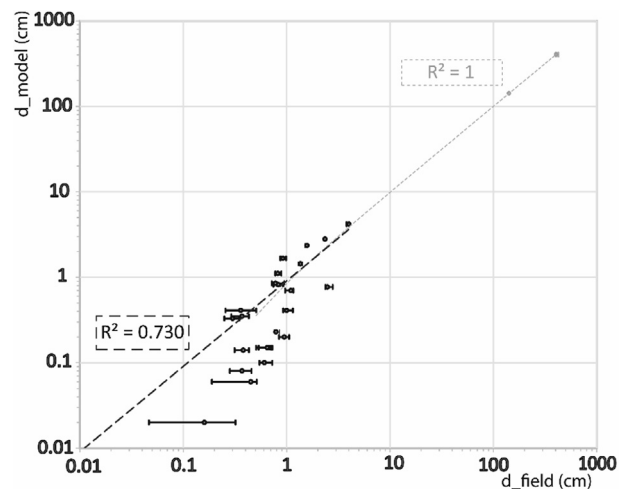


Fig. 7. graph of measured (d_{field}) versus simulated (d_{model}) drawdowns with the error bar representing the max and min drawdown observed during the last 5 min of pumping.

Table 2
hydraulic conductivities of the 8 electro-facies.

Electro-facies	- Log(K)
Electro-facie 1	4.450
Electro-facie 2	4.710
Electro-facie 3	4.762
Electro-facie 4	3.603
Electro-facie 5	2.684
Electro-facie 6	3.095
Electro-facie 7	3.278
Electro-facie 8	3.269

determination is almost perfect, as the weight of the pumping well drawdown is much more important compared to the small drawdown in the observation wells, and the slope of the linear regression is near one ($a = 0.9995$). These values have a weaker fit if we focused on the observation wells drawdowns, but it can be related to the greater uncertainty about the actual value of the smallest drawdown. Indeed, if we only focused on the observation wells drawdown, the R^2 is about 0.73 with a slope near 0.9 ($a = 0.908$). The RSME becomes a bit bigger: 5.37 mm.

The small drawdowns are related to the low hydraulic connectivity, the large distance between observation and pumped wells, and the possibility that the pumped water is mainly coming from the underlying aquifer in the altered chalk.

The 3D model reveals a smooth spatial heterogeneity with a variation of only 2 orders of magnitude. The inverted values of hydraulic conductivity range (between 10^{-3} and 10^{-5} m/s as detailed in the table 2) are realist and in agreement with the laboratory results range (between $4.76 \cdot 10^{-4}$ to $2.31 \cdot 10^{-5}$ m/s). There is an order of magnitude of difference between the lab result and our model. This can be linked to the size of the lab sample which tends to decrease the measured value (Geotechnical Frontiers et al., 2017). Overall, the aquifer can be considered as a permeable formation linked to the presence of the gravels and flint blocks that have been revealed by their resistive signature in the electrical resistivity survey. As it is confirmed by the results of the comparisons between the high electro-facies (5–8) that have relative higher hydraulic conductivities (see Table 2). Table 3

In order to discuss further 3D hydraulic model obtained by stochastic inversion from the 3D electrical resistivity model, it was decided to perform trials of stepwise pumping in different wells in the study area. These pumping have been realized with an Electric Variable speed drive and a small pump. This device allows for stepwise pumping by varying the frequency (i.e. the flow rate) of the pump from 0.6 to 6.1 m³/h. Every pumping lasted about 30 min and 2 to 4 flow rates were tested depending on the observed drawdown in the pumped well.

The drawdown data have been treated as presented in data processing section in order to subtract the tide signal and then implemented in a software to treat stepwise pumping: OUAIP, created by the French institution “Bureau des Ressources Géologiques et Minières (BRGM)”. We use the Theis function to simulate the pumping and the storage provides an estimation of the transmissivity T (m²/s) and Storativity required to fit the stepwise pumping drawdowns. There is an adjustment coefficient “E” to validate the fitting (the closest to 1, the better), also called the Nash coefficient. This Nash coefficient has values above 0.9 in our cases. To be able to compare the result, we have made

Table 3
: comparison of classic versus 3D model values of - log Transmissivity.

Wells tested	-log T model 3D	-log T classic
P6	2.57	2.93
P11	4.03	3.01
P14	3.75	3.70
B4	2.53	2.41

the integration of the different hydraulic conductivity K of the 3D model on the thickness of the aquifer to get a transmissivity value at the localization of the different wells.

If the P11 transmissivity from the pumping is one order of magnitude smaller compared to the value found in the model, the three other values are convergent and validate the 3D stochastic inversion of the hydraulic model.

6. Discussion and conclusion

The use of electrical resistivity data to characterize the spatial heterogeneities appeared as particularly suitable for determining the properties of the medium studied in our application case and allowed for an easier and more complete identification of its hydraulic properties. We tried to use this link to inverse hydraulic data on the basis of electrical resistivity heterogeneities. This does not mean that there is a direct relationship defined in this article between electrical resistivity and hydraulic conductivity (Mazac et al., 1990; Borner et al., 1996; Attwa and Ali, 2018; Maurya et al., 2018; Weller and Slater, 2019).

The advantages of the geophysics are well known. The 3D data of electrical resistivity provide a good and quick characterization of the heterogeneities of lithology in the aquifer. Indeed, the ERT is a useful non-invasive method for characterising the sub-surface soils in terms of their electrical properties. Electrical resistivity typically correlates with variations in lithology, water saturation, temperature, fluid conductivity and porosity. As we worked with the electrical variations in the saturated zone, the variations observed in the electrical model only reflect the variations in lithology and particularly the presence of the flint blocs in the discontinuous ways in the aquifer that have a resistive signature in 3D ERT model. The use of quasi-static pumping data permitted to transform these electrical conductivities into hydraulic conductivity while maintaining the knowledge of the heterogeneities. Incorporating geophysics information also allowed to reduce the number of hydraulic parameters to be inverted. Instead of working with a regular grid of unknown parameters in the model, we only worked with 8 uniform zones. Naturally, the more zones we would define for the inversion in the model, the longer the inversion would become without necessarily improving the result. Our 3D models integrating geophysical information made it possible to approach more faithfully the vertical heterogeneities not displayable in 2 dimensions. Indeed, the classic pumping tests data we used are integrative along the depths of the aquifers in which one pumps. An alternative solution would be to use flowmeters in order to characterize the recharge zones according to lithology (Kabala, 1994; Paillet and Morin, 1997; Li et al., 2008). In addition, pneumatic packers can be used to isolate a pumping over a fixed thickness of the aquifer to characterize a more specified lithology of the aquifer (Levy et al., 1993; Bohling et al., 2007; Cardiff et al., 2013; Paradis et al., 2016). But this would increase the number of pumping, and therefore the amount of water pumped to be treated in the event of a contaminated aquifer. However, a supplementary amount of data to be inverted would also allow for a better characterization of the aquifer.

Another problematic encountered in our field with hydraulic data was that the natural tide signals did not simplify the acquisition of the drawdowns in response to the pumping tests. Besides, the tidal coefficient influenced the drawdowns. In fact, the underlying altered chalk aquifer is the most direct link between the Seine river and the study area and the variations of exchanges between these two aquifer units in high tide coefficients or low tide coefficients affect the recharge rate and therefore the water table level in the aquifer while pumping. Performing a cross oscillatory pumping appears as an interesting possible alternative as it makes it possible to extract the oscillatory variations data with a Fourier Transform (Bakhos et al., 2014; Fischer et al., 2018) according to their known pumping-rate frequency of oscillation.

Overall, we observed in this aquifer a high permeable structure with

the hydraulic conductivity ranging from the $[10^{-2.8}, 10^{-4.6}]$ and these slight variations seem dependent on the presence or absence of the flint blocs that heightened the transmissivity. The presence of the flints is electrically identified by the resistive values in the electrical resistivity model. The reconstruction is sufficient to determine the relative low and high hydraulic conductivity zones to better understand the aquifer behavior.

Article Impact Statement

Use of electrical resistivity data in the hydraulic characterization of a contaminated aquifer by inverting pumping hydraulic data.

CRedit authorship contribution statement

Théo De Clercq: Methodology, Software, Investigation, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Abderrahim Jardani:** Conceptualization, Software, Writing - original draft. **Pierre Fischer:** Validation, Formal analysis, Writing - original draft. **Laurent Thanberger:** Conceptualization, Resources, Supervision. **Tan Minh Vu:** Data curation, Investigation, Validation. **David Pitaval:** Data curation, Investigation. **Jean-Marie Côme:** Conceptualization, Resources, Supervision. **Philippe Begassat:** Funding acquisition.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgment

We gratefully thank the Normandy Region and ADEME for their financial support of this work and the reviewers for their pertinent suggestions.

References

- Abbas, M., Jardani, A., Machour, N., Dupont, J.-P., 2018. Geophysical and geochemical characterisation of a site impacted by hydrocarbon contamination undergoing biodegradation. *Near Surf. Geophys.* 16, 176–192. <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2017061>.
- Attwa, M., Ali, H., 2018. Resistivity Characterization of Aquifer in Coastal Semi arid Areas: An Approach for Hydrogeological Evaluation. In: *Groundwater in the Nile Delta*. Springer International Publishing, Cham, pp. 213–233.
- Bakhos, T., Cardiff, M., Barrash, W., Kitanidis, P.K., 2014. Data processing for oscillatory pumping tests. *J. Hydrol.* 511, 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.007>.
- Berg, S.J., Illman, W.A., 2015. Comparison of Hydraulic Tomography with Traditional Methods at a Highly Heterogeneous Site. *Groundwater* 53, 71–89. <https://doi.org/10.1111/gwat.12159>.
- Bohling, G.C., Butler, J.J., Zhan, X., Knoll, M.D., 2007. A field assessment of the value of steady shape hydraulic tomography for characterization of aquifer heterogeneities: A FIELD ASSESSMENT OF HYDRAULIC TOMOGRAPHY. *Water Resour. Res.* 43. <https://doi.org/10.1029/2006WR004932>.
- Borner, F.D., Schopper, J.R., Weller, A., 1996. Evaluation of transport and storage properties in the soil and groundwater zone from induced polarization measurements. *Geophys. Prospect.* 44, 583–601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2478.1996.tb00167.x>.
- Cardiff, M., Barrash, W., Kitanidis, P.K., 2013. Hydraulic conductivity imaging from 3-D transient hydraulic tomography at several pumping/observation densities: Hydraulic Tomography Imaging Resolution. *Water Resour. Res.* 49, 7311–7326. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20519>.
- Dafflon, B., Barrash, W., 2012. Three-dimensional stochastic estimation of porosity distribution: Benefits of using ground-penetrating radar velocity tomograms in simulated-annealing-based or Bayesian sequential simulation approaches: 3-D STOCHASTIC ESTIMATION OF POROSITY. *Water Resour. Res.* 48. <https://doi.org/10.1029/2011WR010916>.
- Doetsch, J., Linde, N., Coscia, I., et al., 2010. Zonation for 3D aquifer characterization based on joint inversions of multimethod crosshole geophysical data. *Geophysics* 75, G53–G64. <https://doi.org/10.1190/1.3496476>.
- Fischer, P., Jardani, A., Jourde, H., et al., 2018. Harmonic pumping tomography applied to image the hydraulic properties and interpret the connectivity of a karstic and fractured aquifer (Lez aquifer, France). *Adv. Water Resour.* 119, 227–244. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.07.002>.
- Geotechnical Frontiers, Brandon TL, Valentine RJ, et al (2017) Geotechnical Frontiers 2017. selected papers from sessions of Geotechnical Frontiers 2017, March 12-15, 2017, Orlando, Florida.
- Gernez, S., Bouchedda, A., Gloaguen, E., Paradis, D., 2019. Comparison Between Hydraulic Conductivity Anisotropy and Electrical Resistivity Anisotropy From Tomography Inverse Modeling. *Front. Environ. Sci.* 7, 67. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00067>.
- Haario H, Saksman E, Tamminen J (2001) An adaptive Metropolis algorithm. *Bernoulli* 223–242.
- Hantush, M.S., 1961. Drawdown Around a Partially Penetrating Well. *J. Hydraulics Divis.* 83–98.
- Hochstetler, D.L., Barrash, W., Leven, C., et al., 2016. Hydraulic Tomography: Continuity and Discontinuity of High- K and Low- K Zones: D L. Hochstetler. *Groundwater* 54, 171–185. <https://doi.org/10.1111/gwat.12344>.
- Huang, H., Hu, B.X., Wen, X.-H., Shirley, C., 2004. Stochastic inverse mapping of hydraulic conductivity and sorption partitioning coefficient fields conditioning on nonreactive and reactive tracer test data: INVERSE MAPPING CONDITIONING ON TRACER DATA. *Water Resour. Res.* 40. <https://doi.org/10.1029/2003WR002253>.
- Hyndman, D.W., Harris, J.M., Gorelick, S.M., 1994. Coupled seismic and tracer test inversion for aquifer property characterization. *Water Resour. Res.* 30, 1965–1977. <https://doi.org/10.1029/94WR00950>.
- Jardani, A., Dupont, J.P., Revil, A., et al., 2012. Geostatistical inverse modeling of the transmissivity field of a heterogeneous alluvial aquifer under tidal influence. *J. Hydrol.* 472–473, 287–300. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.031>.
- Jardani, A., Revil, A., Dupont, J.P., 2013. Stochastic joint inversion of hydrogeophysical data for salt tracer test monitoring and hydraulic conductivity imaging. *Adv. Water Resour.* 52, 62–77. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.08.005>.
- Kabala, Z.J., 1994. Measuring distributions of hydraulic conductivity and specific storativity by the double flowmeter test. *Water Resour. Res.* 30, 685–690. <https://doi.org/10.1029/93WR03104>.
- Kitanidis, P.K., 1997. *Introduction to Geostatistics: Applications in Hydrogeology*. University Press, Cambridge, pp. 86–95.
- LaBrecque, D.J., Miletto, M., Daily, W., et al., 1996. The effects of noise on Occam's inversion of resistivity tomography data. *Geophysics* 61, 538–548. <https://doi.org/10.1190/1.1443980>.
- Le Borgne, T., Bour, O., de Dreuzy, J.R., et al., 2004. Equivalent mean flow models for fractured aquifers: Insights from a pumping tests scaling interpretation : equivalent mean flow models. *Water Resour. Res.* 40. <https://doi.org/10.1029/2003WR002436>.
- Lee, C.-H., Lee, J.-Y., Cheon, J.-Y., Lee, K.-K., 2001. Attenuation of Petroleum Hydrocarbons in Smear Zones: A Case Study. *J. Environ. Eng.* 127, 639–647. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2001\)127:7\(639\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:7(639)).
- Levy, B.S., Pannell, L.J., Dadoly, J.P., 1993. A pressure-packer system for conducting rising head tests in water table wells. *J. Hydrol.* 148, 189–202. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90259-C](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90259-C).
- Li, W., Englert, A., Cirpka, O.A., Vereecken, H., 2008. Three-Dimensional Geostatistical Inversion of Flowmeter and Pumping Test Data. *Ground Water* 46, 193–201. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00419.x>.
- Maurya, P.K., Balbarini, N., Möller, I., et al., 2018. Subsurface imaging of water electrical conductivity, hydraulic permeability and lithology at contaminated sites by induced polarization. *Geophys. J. Int.* 213, 770–785. <https://doi.org/10.1093/gji/ggy018>.
- Mazac O, Cislerová M, Kelly WE, et al (1990) 14. Determination of Hydraulic Conductivities by Surface Geoelectrical Methods. In: *Geotechnical and Environmental Geophysics: Volume II, Environmental and Groundwater. Soc. Explorat. Geophys.* pp. 125–132.
- Mercer, J.W., Cohen, R.M., 1990. A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. *J. Contam. Hydrol.* 6, 107–163. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(90\)90043-G](https://doi.org/10.1016/0169-7722(90)90043-G).
- Morelli, G., LaBrecque, D., 1996. Advances in ERT inverse modeling. *Eur. J. Environ. Eng. Geophys.* 1, 171–186.
- Ossai, I.C., Ahmed, A., Hassan, A., Hamid, F.S., 2020. Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environ. Technol. Innovation* 17, 100526. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>.
- Paillet, F.L., Morin, R.H., 1997. Hydraulic tomography in fractured bedrock aquifers using high-resolution borehole flowmeter measurements. Geological Society, London, Engineering Geology Special Publications 12, 267–272. <https://doi.org/10.1144/GSL.ENG.1997.012.01.23>.
- Paradis, D., Gloaguen, E., Lefebvre, R., Giroux, B., 2016. A field proof-of-concept of tomographic slug tests in an anisotropic littoral aquifer. *J. Hydrol.* 536, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.02.041>.
- Pollock, D., Cirpka, O.A., 2010. Fully coupled hydrogeophysical inversion of synthetic salt tracer experiments: fully coupled hydrogeophysical inversion. *Water Resour. Res.* 46. <https://doi.org/10.1029/2009WR008575>.
- Ramos, G., Carrera, J., Gómez, S., et al., 2017. A stable computation of log-derivatives from noisy drawdown data: computation of moisy log-derivatives. *Water Resour. Res.* 53, 7904–7916. <https://doi.org/10.1002/2017WR020811>.
- Sanchez-León E, Leven C, Haslauer CP, Cirpka OA (2016) Combining 3D Hydraulic Tomography with Tracer Tests for Improved Transport Characterization: E. Sanchez-León et al. *Groundwater* XX, no. X: XX-XX. *Groundwater* 54:498–507. <https://doi.org/10.1111/gwat.12381>.
- Sims JL, Sims RC, Dupont RR, et al (1993) In situ bioremediation of contaminated unsaturated subsurface soils.
- Sinke, A.J.C., Dury, O., Zobrist, J., 1998. Effects of a fluctuating water table: column study on redox dynamics and fate of some organic pollutants. *J. Contam. Hydrol.* 33, 231–246. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00072-2](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00072-2).
- Soueid Ahmed, A., Zhou, J., Jardani, A., et al., 2015. Image-guided inversion in steady-state hydraulic tomography. *Adv. Water Resour.* 82, 83–97. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.04.001>.

- Tarantola A (2005) Inverse Problem Theory and Methods for Model Parameter Estimation. Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Theis, C.V., 1935. The relation between the lowering of the Piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using ground-water storage. *Trans. AGU* 16, 519. <https://doi.org/10.1029/TR016i002p00519>.
- Weller, A., Slater, L., 2019. Permeability estimation from induced polarization: an evaluation of geophysical length scales using an effective hydraulic radius concept. *Near Surf. Geophys.* 17, 581–594. <https://doi.org/10.1002/nsg.12071>.
- Yadav, B.K., Hassanizadeh, S.M., 2011. An Overview of Biodegradation of LNAPLs in Coastal (Semi)-arid Environment. *Water Air Soil Pollut.* 220, 225–239. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0749-1>.
- Yeh, T.-C.J., Jin, M., Hanna, S., 1996. An iterative stochastic inverse method: conditional effective transmissivity and hydraulic head fields. *Wat. Resour. Res.* 32 (1), 85–92.
- Yeung, A.T., 2010. Remediation Technologies for Contaminated Sites. In: Chen, Y., Zhan, L., Tang, X. (Eds.), *Advances in Environmental Geotechnics*. Springer, Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 328–369.
- Zhang, S., Mao, G., Crittenden, J., et al., 2017. Groundwater remediation from the past to the future: A bibliometric analysis. *Water Res.* 119, 114–125. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.029>.
- Zhao, Z., Illman, W.A., Yeh, T.-C.J., et al., 2015. Validation of hydraulic tomography in an unconfined aquifer: A controlled sandbox study: hydraulic tomography in an unconfined aquifer. *Water Resour. Res.* 51, 4137–4155. <https://doi.org/10.1002/2015WR016910>.
- Zhou, H., Gómez-Hernández, J.J., Li, L., 2014. Inverse methods in hydrogeology: Evolution and recent trends. *Adv. Water Resour.* 63, 22–37. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2013.10.014>.
- Zhou, Y., Lim, D., Cupola, F., Cardiff, M., 2016. Aquifer imaging with pressure waves—Evaluation of low-impact characterization through sandbox experiments: AQUIFER IMAGING WITH PRESSURE WAVES. *Water Resour. Res.* 52, 2141–2156. <https://doi.org/10.1002/2015WR017751>.

Annexe 3 : Article Fischer et al. 2020



Imaging the hydraulic properties of a contaminated alluvial aquifer perturbed with periodic signals

P. Fischer¹ · T. De Clercq^{2,3} · A. Jardani² · L. Thannberger³ · N. Massei² · M. Abbas⁴

Received: 10 March 2020 / Accepted: 19 August 2020
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020

Abstract

Imaging characterization of a heterogeneous alluvial aquifer at a decametric scale is presented. The characterization relies on responses to oscillatory pumping tests led in two different wells and at two different periods of oscillation (5 and 10 min). These specific oscillatory responses are extracted from the hydraulic pressure values, measured in 13 boreholes during the pumping tests, through a data processing procedure. Then, a deterministic inversion process, led with a two-dimensional hydraulic properties model, aims to reproduce this set of oscillatory responses, in a frequency domain, by optimizing the distribution of the property values in the model. Two inversion processes are led separately with each set of responses corresponding to the two periods of oscillation used, and one joint inversion is led with the set of all responses together. The inversion results image the heterogeneities in the distribution of the field properties. The results suggest that longer periods of oscillation (in this case 10 min) permit characterization of larger areas around the pumping wells. In contrast, shorter periods (in this case 5 min) propagate more readily in the conductive zones near the pump and provide less information for the less conductive areas. Therefore, it appeared that performing a joint inversion, combining the information carried by the responses to both periods, provided more information on the heterogeneous distribution of the field properties and resulted in better constrained property maps than the ones obtained from separate inversions.

Keywords Oscillatory pumping test · Periodic signal · Inverse modeling · Characterization · France

Introduction

The assessment of subsurface hydraulic properties at field scale is a critical step for the selection and the implementation of an effective remediation protocol for contaminated aquifers. Generally, estimates of these properties (mainly transmissivity and storativity) are obtained from the analysis of measured hydraulic signals in response to extraction of water from a pumping well (Butler 2005; Batu 1998; Neuman and

Witherspoon 1972; Le Borgne et al. 2004; Li et al. 2008; Wen et al. 2010). The interpretation of pumping tests can be made with an analytical model of the groundwater flow equation, with the assumption of homogeneity, to deduce averaged values of these properties (Sanchez-Vila et al. 1999), or by using hydraulic tomography to determine their spatial heterogeneity (Yeh and Lee 2007). Hydraulic tomography has been widely explored during the last few decades to identify hydraulic features of aquifers with various hydrogeological conditions (Yeh and Liu 2000; Zhu and Yeh 2005; Bohling et al. 2007; Illman et al. 2009; Cardiff et al. 2009; Berg and Illman 2015; Fischer et al. 2017). The approach is mainly based on the implementation of an optimization code to find the spatial distribution of the hydraulic properties able to reconstruct all recordings of hydraulic data collected during the pumping tests.

Illman et al. (2010) show and underline the fact that an accurate spatial imaging of the hydraulic properties is key to a better prediction of the contaminant transport in heterogeneous contaminated aquifers. These predictions represent the basis for the design of protocols of remediation for polluted sites. Therefore, characterizing the hydraulic properties in a contaminated field site represents a specific research problem

✉ P. Fischer
pierre.fischer@umontpellier.fr

¹ HydroSciences Montpellier, Univ. Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

² Normandie Univ, UNIROUEN, UNICAEN, CNRS, M2C, 76000 Rouen, France

³ VALGO, 76650 Petit Couronne, France

⁴ School of Engineering, Lebanese International University, Beirut, Lebanon

discussed in several recent articles (Wagner 1992; Rasmussen et al. 2003; Berg and Illman 2013; Hochstetler et al. 2016). However, use of the traditional pumping test requires an extraction of large water volumes in order to generate measurable drawdowns, and this procedure results in additional costs for treating or storing these quantities of polluted water.

Rasmussen et al. (2003) thereby elaborated a pumping-injection system, in which the pumped water is stored in a tank, before being reinjected into the aquifer. This system generates an oscillatory solicitation signal, with pumping rates oscillating between positive and negative extrema, which induces oscillation in the groundwater pressure. Such oscillation of pressure can also be generated without pumping, by movement of mass at the air–water interface in a well (Guiltinan and Becker 2015).

Making use of oscillatory rates, instead of constant rates, during the pumping tests, for the characterization of the distribution of field properties, has attracted significant attention (Lavenue and de Marsily 2001; Cardiff et al. 2013; Rabinovich et al. 2015; Zhou et al. 2016; D’Oria et al. 2018). These oscillatory rates generate oscillatory responses over the hydraulic level. A guideline has been proposed by Cardiff and Barrash (2015) for the implementation of oscillatory pumping tests at field scale. The oscillatory responses can be easily extracted from the other responses and noises in the measurements (Bakhos et al. 2014; Cardiff and Slayer 2016). Then, the amplitude decay and phase shift of the signal between a measurement point and the pumping point permit assessment of information on the subsurface properties.

The efficiency of such signals has already been exploited to create an image of the property distribution in a heterogeneous medium (Zhou et al. 2016; Cardiff et al. 2019), to estimate the hydraulic connectivity between wells at a fractured site (Guiltinan and Becker 2015), to image a conduit network in a karstic aquifer (Fischer et al. 2018), to detect leakage from a subsurface formation (Sun et al. 2015), or to localize nonaqueous phase liquid (NAPL) sources and monitor their spreading (Zhou and Cardiff 2017).

This work aims to quantitatively characterize, at a decametric scale, the subsurface properties of a contaminated heterogeneous alluvial aquifer that is hydraulically influenced by a natural tidal signal, complicating extraction of the observed response. Furthermore, as the site is contaminated, the volume of water to be extracted for the characterization has to be limited. Therefore, oscillatory pumping rates appear as an interesting alternative, thereby avoiding problems caused by these two issues at the same time. Thus, two oscillatory pumping tests (led with two different periods of oscillations) were performed at the study site, and the responses were used with a deterministic inversion process to interpret the distributions of transmissivity, storativity and diffusivity over the field site. Inversion processes are led separately with each set of responses corresponding to both periods of oscillation used (5

and 10 min), and also jointly using both sets of responses together. The different interpretations made from these different inversions will provide information, brought about by the responses to different periods of oscillations at this scale.

The article begins with a presentation of the study site, the oscillatory pumping tests and the data processing approach; then, the modeling method and the inverse problem are detailed. In the last section the results of the hydraulic imaging are provided and there is a discussion concerning the choices involved in using oscillatory responses.

Site and data presentation

Study site

This work investigates the subsurface under a former petroleum refinery located near the town of Rouen (Normandy), in the North West of France. The buildings of the refinery have been demolished and the field site is actually in a depollution stage. The studied site corresponds to a 100 m × 100 m parcel of the overall field site (see Fig. 1). The subsurface of the study site is composed of 10-m depth of a heterogeneous deposit (silty sands, coarse sands and chalk/flint blocks) lying on a chalk horizon.

The investigated aquifer is limited to this heterogeneous superficial medium, wherein complex flows are occurring. In order to understand the heterogeneity of this aquifer, the site is equipped with 21 boreholes, drilled through the whole aquifer unit. The boreholes are made of HDPE with a diameter of 163 mm and are screened from 3 to 10 m depth. The geological logs of these boreholes indicate that some wells intersect only silty sands over the 10-m thickness of the aquifer, while some others intersect the same silty sand unit in the first 6 m and then a more permeable unit composed of coarse sands and flint blocks from 6 to 9 m depth (Fig. 1). From the logs of excavations on the wider site (near to the investigated area and showing the same geological successions) and a previous hydrogeophysical study of this field site (De Clercq et al. 2020), it was observed that this flint/chalk block unit can include very conductive flow paths, and thus generate localized, but important, flow velocities within the site. Therefore, it is expected that the property distribution in this field site is highly contrasted, as this very conductive unit is not spatially continuous.

The superficial aquifer is considered as semiconfined under the silty sands. The static water level in the aquifer is mainly influenced by the sea tidal signal of the Seine River located 500 m on the west side of the study area. Floating light nonaqueous phase liquid (LNAPL) was measured with a SOLINST interface meter before pumping; two wells had significant LNAPL-layer thickness prior to pumping: P19 (60 cm, i.e. 12% of the groundwater column) and P16

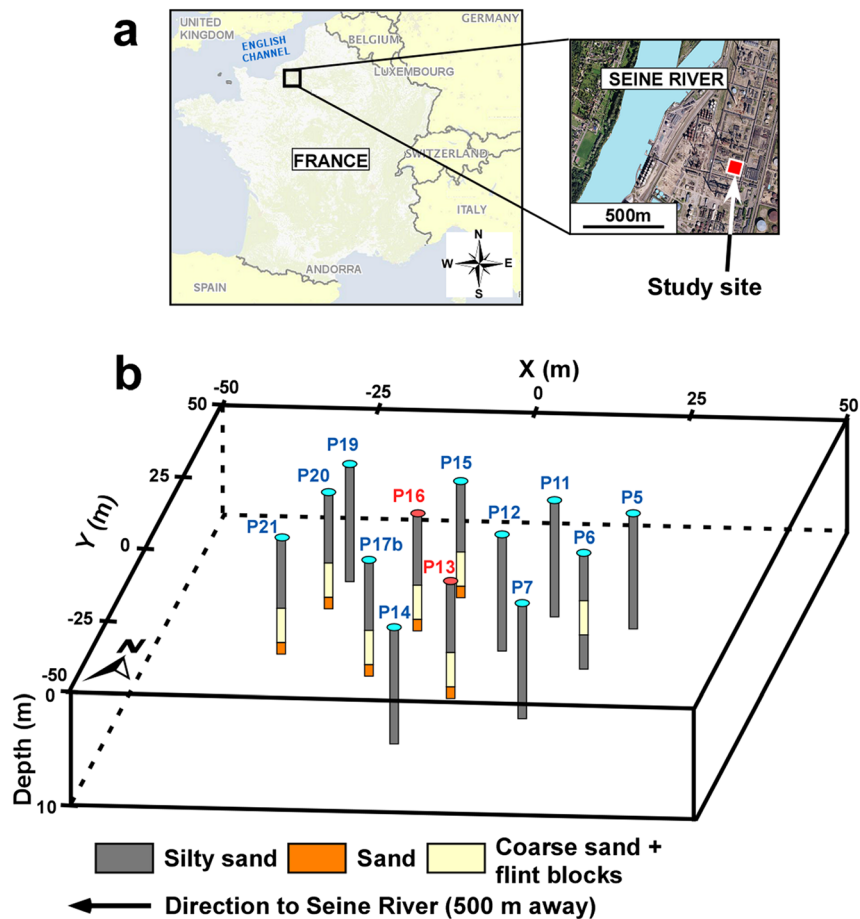


Fig. 1 a Location of the study site in France and b map of location of the existing boreholes (circles) on the study site. Boreholes indicated with red circles represent the pumping wells and boreholes indicated with blue

circles represent the measurement wells. The geological log of each borehole, from surface to 10-m depth, is shown on the map as a colored column

(120 cm, i.e. 24% of the groundwater column). No floating LNAPL was present in a significant quantity in the other monitored wells of the study site during the pumping investigation.

The floating NAPL was regularly measured in each well of the field site between 2016 and 2019. Thus, frequencies of occurrence of floating NAPL have been measured with the 30 measurements performed, in each well, during this period. It is believed that this floating NAPL is more likely to be entrapped in less diffusive areas of the site. Therefore, these frequencies of occurrence were used to eventually assess the modeled spatial distribution of hydraulic diffusivity.

Piezometric responses to the pumping signals

Two different pumping tests were conducted in P13 and P16, each time for two different periods of oscillation of the pumping signal (5 and 10 min). The oscillation signal was generated around a constant mean pumping signal, so that the pumps were constantly pumping, at varying rates, during the investigation. The oscillating rates were generated and

piloted by an automated device, based on an electric variator, connected to the pump. This device was modified internally, as such devices are not produced for sale currently, and has been designed to control any type of pump. The different pumping tests were conducted, for each period of oscillation, long enough to produce 6–7 oscillations (total duration of 1 h maximum for the period of 10 min). The temporal evolution of the pumping rate of these tests is given by:

$$Q(t) = Q_{\text{mean}} - Q_{\text{amp}} \cdot \cos(\omega t) \tag{1}$$

where Q is the pumping rate (m^3/s), Q_{mean} is the pumping constant mean signal (m^3/s), Q_{amp} is the pumping constant amplitude of oscillation (m^3/s) and ω is the angular frequency (rad/s) also equal to $\frac{2\pi}{P}$ where P is the period (s).

The harmonic pumping tests were led with $Q_{\text{mean}} = 8.8 \text{ L/s}$ and $Q_{\text{amp}} = 3.7 \text{ L/s}$ in P13, and with $Q_{\text{mean}} = 9.7 \text{ L/s}$ and $Q_{\text{amp}} = 4 \text{ L/s}$ in P16.

During these two pumping tests, the hydraulic level variations in 13 boreholes (including the two pumping boreholes) were continuously measured, in terms of pressure, with CTD Diver probes with an accuracy of $\pm 0.05\% \text{FS}$ (%fullscale).

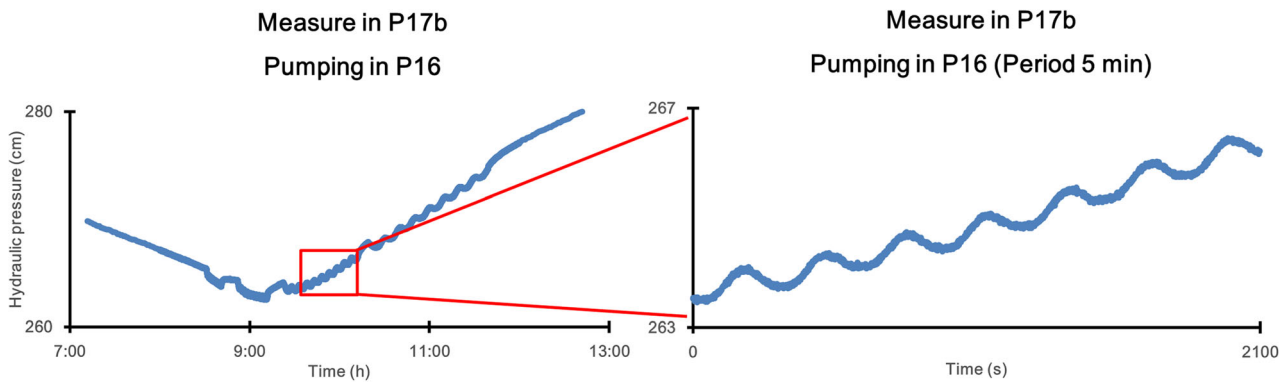


Fig. 2 Graphs of the responses measured in P17b (during a pumping in P16) superposed on the tidal signal induced by the nearby Seine River. The left graph represents the responses measured during the entire

pumping test in P16, while the right graph represents a zoom on the responses to the period of oscillation 5 min

Data processing

Figure 2 presents an example of hydraulic pressure measured in one well during the pumping test in P16. Data processing on the hydraulic level measurements needs to be realized in order to extract the specific oscillatory responses, in the different wells, to the oscillation induced by the pumping. These specific responses will be described in terms of amplitude and phase offset (relative to the pumping signal).

First, the global trend, mainly controlled by the Seine tidal signal is removed from the raw measurements, as presented in the two examples in Fig. 3. At the time scale of the pumping tests (max. 1 h) the global trend can be assimilated to a second-order polynomial, adjusted to the measured data, which is then subtracted from the raw measurements. After

this operation, only the noisy oscillatory responses to the oscillations of the pumping tests remain.

The second process consists of a fast Fourier transform (FFT) on the oscillatory responses in order to denoise the signal and interpret each oscillatory response in terms of amplitude and phase offset values, which are timeless and can be used in the oncoming frequency domain modeling. The FFT is performed in MATLAB with the FFT function which returns complex numbers used to calculate the amplitude and phase for each frequency of oscillation contained in the signal. It was then verified that, for each FFT performed, the interpreted oscillation was coherent with the measurement.

Once the data processing has been performed for each measured well, a map of amplitude and phase offset responses can be produced (Fig. 4). The amplitude and phase responses

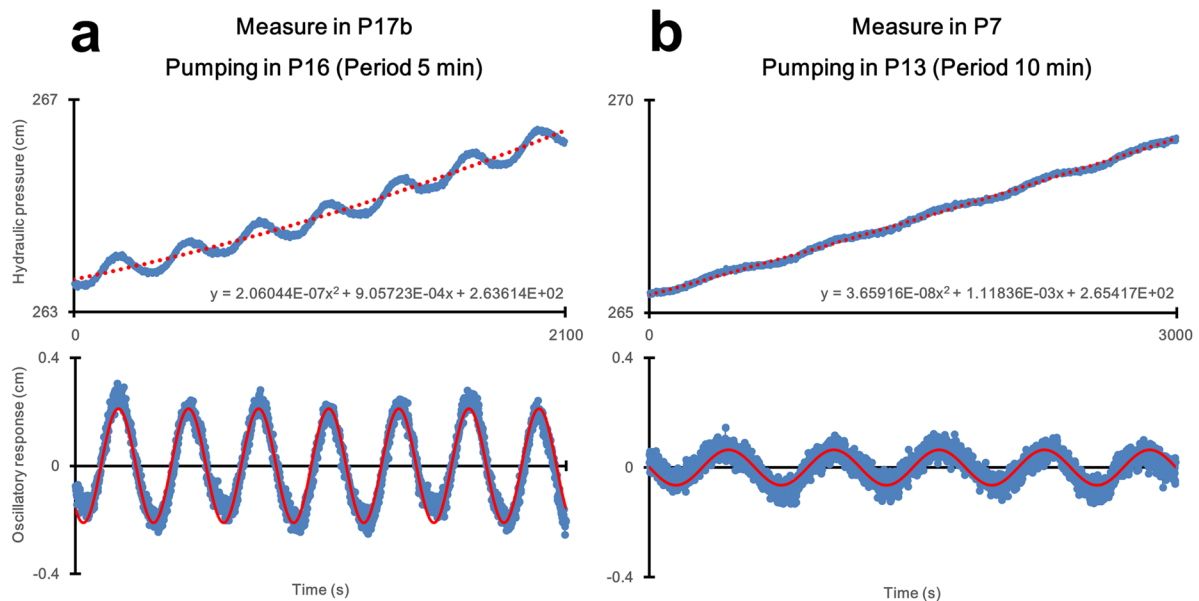
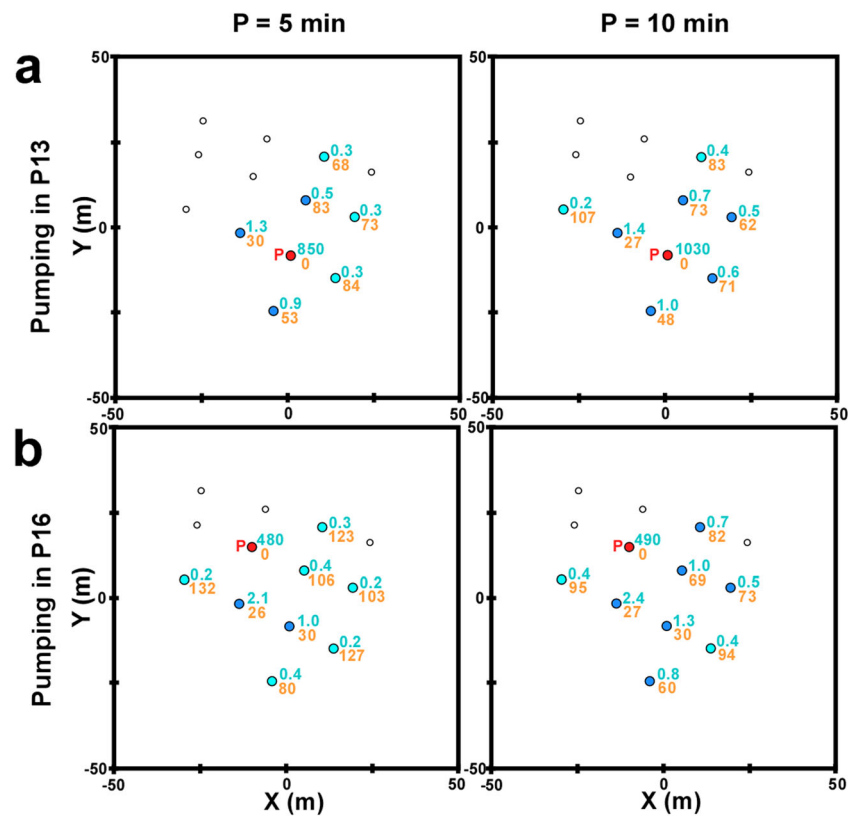


Fig. 3 Graphs of the responses measured in **a** P17b (during a pumping in P16) and **b** P7 (during a pumping in P13) as examples of the data processing performed on each measured response. The global trend is subtracted from the hydraulic pressure (this trend is approached with a

quadratic equation as shown with the dotted red lines) to isolate the oscillatory response in each measurement. Then an FFT is performed on these oscillatory responses to interpret their amplitudes and phase offsets as purely sinusoidal signals (red lines)

Fig. 4 Maps of the amplitudes (in blue, in mm) and phase offsets (in orange, in $^{\circ}$) interpreted for each measurement point: **a** pumping in P13, **b** pumping in P16. The maps are presented for the two pumping wells (designated as a red 'P') and for the two periods of pumping signal ($P = 5, 10$ min). Uncaptioned boreholes represent an absence of oscillatory response in the measurement (amplitude < 0.1 mm)



appear to be correlated: globally, a low amplitude response is associated to a high phase offset. Therefore, the amplitude of the signal is decaying when propagating away from the pumping well, while its phase offset increases. These amplitude and phase responses are related to the heterogeneity of the hydraulic properties of the aquifer. Thus, their distribution allows one to describe, qualitatively or quantitatively, the heterogeneity of the field site.

These maps permit visualization of the spatial evolution of the oscillatory responses for each pumping well when the period of solicitation signal is modified. The heterogeneity of the study site can already be perceived here, as the influence of each pumping does not propagate circularly. In fact, the areas impacted by the pumping tests show particular directions of propagations of the oscillatory signal. For example, for a pumping in P16 for the period 5 min, the signal propagates mainly to the south and only with lower responses to the boreholes to the east. This may highlight a preferential path of propagation southward from P16; however, for the period 10 min, the responses remain localized to the south and east of the pumping location but show more homogeneous responses in these two directions.

These oscillatory responses can be associated with an inversion process in order to quantitatively characterize the heterogeneity and to estimate the spatial distribution of the properties over the study site. It is then possible to check if the

modeled property distributions can be correlated to the known geology of the field site and the measured pollution appearance (frequency of occurrence of floating NAPL), in order to better understand the propagation of the pollutants throughout the site.

Modeling strategy

Forward problem and model parameterization

For the modeling part, the aquifer and the flows are considered to be two-dimensional (2D; top-down view). In fact, geologically, the main spatial variation is generated by the existence of localized deposits of flint and chalk blocks, which are always intersected at the same depths (6–9 m) by some boreholes. Furthermore, the groundwater flows generated by the pumping tests induced generally horizontal streams. In fact, the most important drawdowns (30 cm to 1 m), which are associated with vertical flows, were localized only at the pumping wells, whereas, over the rest of the field site, the drawdowns were of an order to magnitude of millimeters (see Fig. 4).

The 2D forward problem, hereafter noted f , in the frequency domain, permits one to simulate the spatial amplitude and phase offset responses to a pumping signal from property values distributed over the plan model and from the following

equation of flow continuity (associated to Darcy’s law; Cardiff et al. 2013):

$$i\omega S_S H_\omega - \nabla \cdot (K \cdot \nabla H_\omega) = \frac{Q_{\text{amp}}}{V_{\text{el}}} \delta(x - x_q, y - y_q) \tag{2}$$

where S_S is the specific storage (1/m), K is the conductivity (m/s), H_ω is a complex parameter holding the spatial amplitude and phase offset responses in the frequency domain, i is the imaginary unit, Q_{amp} is the amplitude of oscillation in the rate of a harmonic pumping (m³/s) led at a coordinate (x_q, y_q) , δ is the Dirac distribution and V_{el} is an elementary volume from the finite element mesh of the model associated to the pumping locations.

One considers $H_\omega(x, y) = 0$ at the boundaries of the model as the boundary condition and all over the model as the initial condition. In order to reduce the effect of the boundary conditions on the simulations in the field area, it was necessary to enclose the area of interest in the model in a larger buffer zone (500 × 500 m²) associated with uniform regional hydraulic properties, thus moving the boundaries away from the areas impacted by the pumping tests in the models. In this work, Eq. (2) was solved on a triangular finite element mesh with COMSOL Multiphysics. The meshing is adaptive, which means that it is refined automatically around the borehole locations in the model. The mesh in the model is composed of 26,616 triangular elements.

The amplitude and phase offset responses over the model can then be extracted from the complex parameter H_ω as follows:

$$A(x, y) = \sqrt{[\text{Re}H_\omega(x, y)]^2 + [\text{Im}H_\omega(x, y)]^2} \tag{3}$$

with A the amplitude response (m), and Re and Im the functions returning respectively the real part and the imaginary part of H_ω .

$$\Phi(x, y) = \frac{180}{\pi} \text{atan2}[-\text{Im}H_\omega(x, y), \text{Re}H_\omega(x, y)] \tag{4}$$

with Φ the phase offset response (°) and atan2 the inverse tangent function with two arguments (rad). Here, the frequency domain permits performance of a timeless simulation of the oscillation signals and saves a consequent amount of time compared to modeling in the time domain, especially for the inversion.

Inverse problem

The inverse problem involves a forward problem in order to link the distribution of the property values in the model (contained in a m -vector \mathbf{p}) to the simulated amplitude and phase responses (contained in a n -vector \mathbf{d}): $\mathbf{d} = f(\mathbf{p})$. The forward problem is then seen as an application $f: \mathbb{R}^m \rightarrow \mathbb{R}^n$. The aim of the inverse problem is to find a distribution of property values which minimizes the difference between the measured

and the simulated responses. This goal can be achieved by minimizing the following objective function:

$$\psi = \frac{1}{2} (\mathbf{d}_{\text{obs}} - \mathbf{d})^T \cdot \mathbf{C}_d^{-1} \cdot (\mathbf{d}_{\text{obs}} - \mathbf{d}) + \frac{1}{2} (\mathbf{p}_{\text{prior}} - \mathbf{p})^T \cdot \mathbf{C}_p^{-1} \cdot (\mathbf{p}_{\text{prior}} - \mathbf{p}) \tag{5}$$

where \mathbf{p} and $\mathbf{p}_{\text{prior}}$ are the m -vector containing respectively the distribution of the property values (here transmissivity and storativity) over the model and their a priori values, \mathbf{d}_{obs} is an n -vector containing the measured responses and \mathbf{d} is an n -vector containing the responses simulated from the forward problem (here amplitudes and phases). \mathbf{C}_d is a $(n \times n)$ covariance matrix on the data, including the uncertainties on the observed and simulated data, and \mathbf{C}_p is a $(m \times m)$ covariance matrix on the property values.

In a deterministic inverse problem, the minimization of Eq. (5) is performed iteratively, starting from an acceptable assumption of property values in \mathbf{p} . Then, for each iteration of the inversion, a sensitivity analysis of the distributed property values to the simulated data is operated by computing the Jacobian of the operator f :

$$\mathbf{J}_k(i, j) = \left. \frac{\partial f_i}{\partial p_k} \right|_{\mathbf{p}_k(j) = \mathbf{p}_k(j) + \Delta p} \tag{6}$$

with \mathbf{J}_k the $(n \times m)$ Jacobian matrix computed at an iteration k using a finite difference method and Δp is the finite difference step. It can be noted that the same sensitivity analysis can be also performed with an adjoint state approach, as described in Cardiff et al. (2013), which is generally less demanding in computation time.

The property values are then optimized, at an iteration k , from a linearization of the objective function:

$$\mathbf{p}_{k+1} = \mathbf{p}_k + \left[(\mathbf{J}_k)^T \cdot \mathbf{C}_d^{-1} \cdot \mathbf{J}_k + \mathbf{C}_p^{-1} \right]^{-1} \times \left[(\mathbf{J}_k)^T \cdot \mathbf{C}_d^{-1} \cdot (\mathbf{d}_{\text{obs}} - \mathbf{d}) + \mathbf{C}_p^{-1} \cdot (\mathbf{p}_{\text{prior}} - \mathbf{p}_k) \right] \tag{7}$$

At the end of each iteration the value of the objective function is recalculated and the iterative process continues until the inversion has reached a sufficient minimization of the objective function.

After the last iteration, the posterior variances on the different optimized values of properties can be estimated by computing the posterior covariance matrix:

$$\mathbf{C}_{p, \text{post}} = \left[(\mathbf{J}_{\text{post}})^T \cdot \mathbf{C}_d^{-1} \cdot \mathbf{J}_{\text{post}} + \mathbf{C}_p^{-1} \right]^{-1} \tag{8}$$

where $\mathbf{C}_{p, \text{post}}$ is the $(m \times m)$ posterior covariance matrix and \mathbf{J}_{post} is the covariance matrix computed during the last iteration. The diagonal entries of this matrix hold the posterior variances associated to each property value in the model, thus allowing for the establishment of uncertainty maps on the inverted property values.

Inversion parameters

Two separate inversions have been led with the responses associated to the two different periods of pumping signals ($P = 5$ and 10 min). This means that, for each separate inversion, both pumping test (P13 and P16) responses to one period of signal (5 or 10 min) are considered. Therefore, each separate inversion is led with a dataset of 26 couples of amplitude/phase-offset measured responses. Afterwards, a joint inversion, integrating the responses to the two periods of signals simultaneously, also for both pumping tests (P13 and P16), has been performed (with a dataset of 52 couples of amplitude/phase-offset measured responses).

The aim of these inversions was to image the 2D hydraulic properties of the study area ($100 \times 100 \text{ m}^2$); therefore, 2D models of transmissivity (T) and storativity (S) were built, wherein the property values are distributed over a grid of m squared cells. In the inversion process, the property values were integrated in the form of \log_{10} values in \mathbf{p} and $\mathbf{p}_{\text{prior}}$, which allows for more stability.

The inversions were initialized with uniform models of properties ($T = 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ and $S = 10^{-3}$). The same property values were also kept as prior information in the inversion process and for the regional buffer zone. These means that property values were chosen accordingly to a global site knowledge from pumping investigations at higher scale.

Therefore, they represent a reasonable global estimate to begin the inversion and for the large-scale flows in the buffer zone.

For these inversions, C_p and C_d were considered as diagonal matrices, with $C_p = 0.1 \times \text{Id}(m)$ and $C_d = \sigma^2 \times \text{Id}(n)$ where $\sigma = 0.1 \text{ mm}$ for the amplitude responses and $\sigma = 5^\circ$ for the phase offset responses, and Id represents the identity matrix. It was decided not to integrate a variogram constraint on the distribution of the properties in the inversion, as it was foreseen that this distribution could be locally contrasted, which is incompatible with the smoothness brought by such constraint. In fact, a variogram constraint would force a smooth distribution of the property values. However, the S values were constrained to remain within a range of $10^{-1} < S < 10^{-5}$ in order to avoid unphysical values that could occur due to the absence of such geostatistical constraints in the inversion. $\Delta p = 10^{-5}$ was taken for the Jacobian computation.

Results

Property maps

The results of the different inversions are presented in terms of maps of distributed transmissivity and storativity values in Fig. 5, in terms of maps of diffusivity (calculated from the

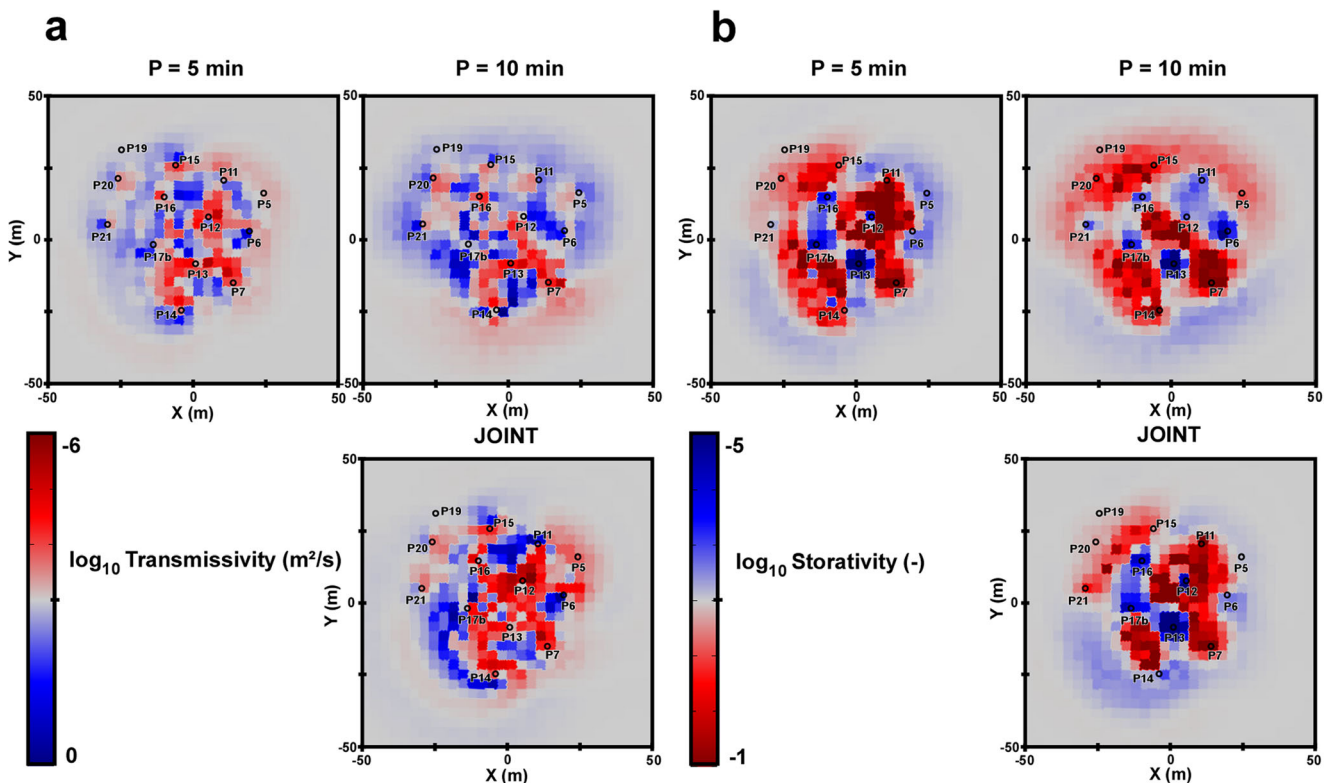


Fig. 5 Maps of the distribution of a transmissivity and b storativity obtained with the separate inversions per period ($P = 5, 10$ min) of pumping signals and the joint inversion

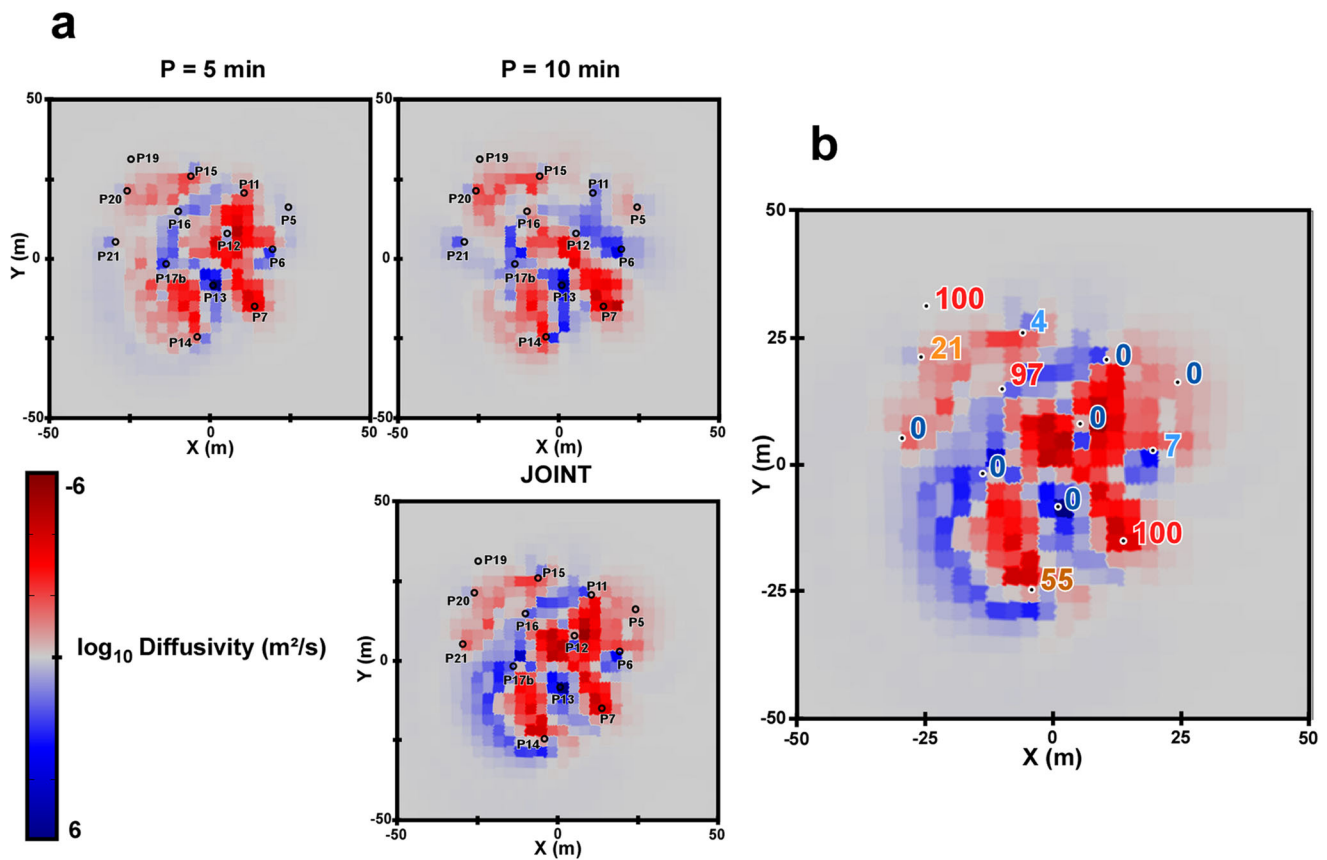


Fig. 6 **a** Maps of the distribution of diffusivity (T/S) obtained with the separate inversions per period ($P = 5, 10$ min) of pumping signals and the joint inversion. **b** Map presenting, for each borehole, the value of

frequency of occurrence of observed floating NAPL (in %), superposed on the diffusivity map obtained with the joint inversion

maps of transmissivity and storativity: $D = \frac{T}{S}$ values in Fig. 6, and in terms of root mean square error (RMSE) between the measured and simulated amplitudes and phase-offsets in Table 1. Figure 7 also presents the maps of uncertainties on the inverted property values and the scatterplots obtained on the datasets after the inversions.

Each separately inverted model allows for a good reproduction of the amplitude responses (0.1–0.3 mm RMSE) and the phase-offset responses (1–3° RMSE). The reproduction of the responses with amplitudes less than 1 mm appear to be less accurate (Fig. 7). However, as these responses approach the probe’s measurement limits, they may be noisy and less relevant for an exact reproduction in the inversion. The result of

Table 1 Results of the separate and joint inversions: size of the property cells in the grid and RMSEs on the amplitude (Amp. RMSE) and phase-offset (P.-O. RMSE) responses

Inversion	Cell size	Amp. RMSE	P.-O. RMSE
$P = 5$ min	$3.3 \times 3.3 \text{ m}^2$	0.2 mm	1°
$P = 10$ min	$3.3 \times 3.3 \text{ m}^2$	0.3 mm	3°
Joint	$3.3 \times 3.3 \text{ m}^2$	0.6 mm	4°

the joint inversion presents a slight increase in the RMSE between the responses simulated with the model and the measurements, mostly on the amplitudes. It appears that this increase is mainly due to the responses from one borehole (P11 when pumping in P16) for which the amplitudes cannot be well reproduced for the two periods simultaneously. If one does not consider this borehole, the amplitude RMSE from the joint inversion becomes 0.3 mm; however, the phases from these two boreholes remain well reproduced with the distribution in the joint inversion. Furthermore, an attempt was made at improving the amplitude reproduction in the joint inversion, which then resulted in a very bad misfit for the phase responses. Therefore, reproduction of the responses presents a globally satisfying compromise between amplitudes and phases, especially regarding the complexity of the study area.

The property maps remain globally similar between the separate inversions and the joint inversion, showing a certain coherence of the datasets generated with different periods of oscillation. The T and S maps show very high heterogeneities within the field site, with important local variations and large ranges of values. This contrasted property distribution and the large range of values can be linked to the known geology and especially the observed high velocity flows that can exist

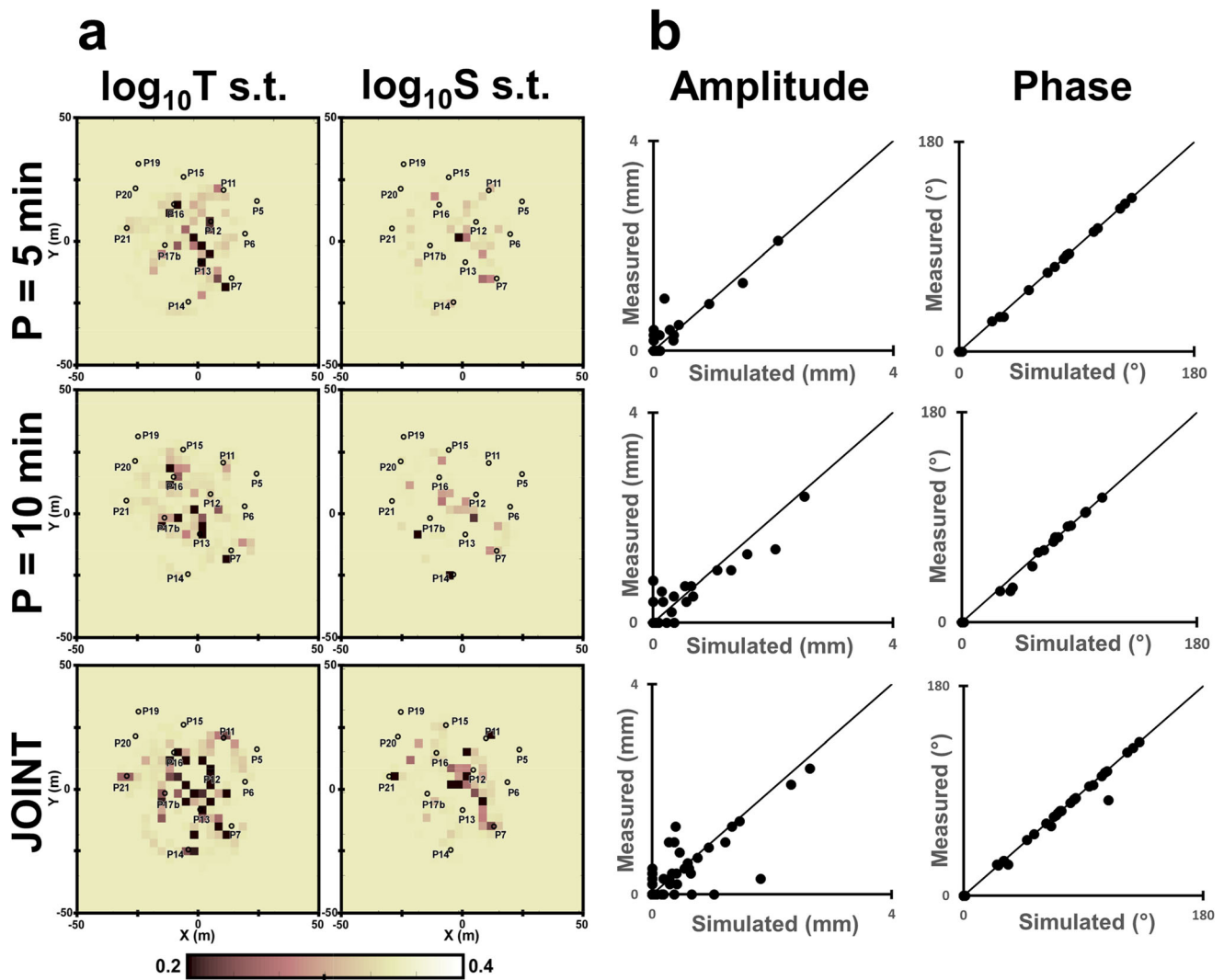


Fig. 7 a Uncertainty maps (standard deviations on the T and S exponents) and b scatterplots of simulated vs. measured amplitudes and phases obtained for each separate inversion and the joint inversion

within the coarse sands and flint blocks unit. Local transmissivity estimates from the joint inversion result were compared to measurements made at four locations (P6, P11, P14 and B4, a borehole located midway between P16 and P17b) by De Clercq et al. (2020) and are shown in Table 2. These estimates were made by integrating the inverted values in circles of 1-m diameter centered on the different locations. The inverted transmissivities are close to the measured ones. Except for P11, the transmissivity estimates appear as slightly underestimated.

The transmissivity fields present higher values on the west side of the area, lower values on the east side, and also decrease at the borehole locations, possibly indicating borehole effects on the flows. A similar degree of heterogeneity has been observed in the three-dimensional (3D) conductivity field inverted from constant-rate pumping tests conducted on this site by De Clercq et al. (2020). In this 3D map, the heterogeneity is located mostly at the depths of the flint block unit, also suggesting that this unit may be responsible for the complex flows occurring on this site. Comparing these maps

Table 2 Comparison between transmissivities measured at several locations (De Clercq et al. 2020) and transmissivities assessed from the joint inverted distribution

Location	$\log_{10}(T)$ measured	$\log_{10}(T)$ inverted	Variation
P14	-3.70	-3.85	-0.15
P11	-3.01	-2.60	+0.41
P6	-2.93	-3.16	-0.23
B4 (between P16 and P17b)	-2.41	-2.76	-0.35

of transmissivity distribution to the conductivity model, they appear to be globally coherent, especially considering this study's result for a 10-min period, showing a more conductive path along P6 and P12. The conductivity model also suggests a continuous low-conductivity path from P14 to P21, to P20 and to P19, and a more conductive area than in this study's results around P7.

The highest values of storativity are grouped in three zones around P7, P14 and P15/P20/P19. In contrast, the lowest values of storativity seem to delineate a connectivity between P13, P17b, P16 and P15 for $P=5$ min (and P21 and P6 for $P=10$ min). These six boreholes are all located in the flint blocks unit (Fig. 1), which might be continuous between them, and thus inducing a preferential flow connection. However, P20 is not associated with this connectivity in the model, whereas this borehole intersects the unit. This might be due to the fact that, if high flows can occur in this unit, they are not necessarily connected. The results obtained with the joint inversion indicate a less direct connectivity than suggested in $P=10$ min between P16 and P6, but a higher connectivity in the direction of P21 than suggested in $P=5$ min.

The coherence of the property distributions in the models can also be discussed by comparing the inverted maps of diffusivity (Fig. 6) to the frequencies of occurrence of observed floating NAPL in each borehole of the field site.

The diffusivity maps (Fig. 6), generated by the inversions with periods of oscillation of 5 and 10 min, image a globally similar heterogeneity over the field site. A path of more important diffusivity appears along P13, P17b and P16. The responses to the period of signal 10 min provide different information tending to indicate that this path continues beyond P16 and P17b, to P6 and P21. As for the S maps, this path seems to be geologically coherent as, in their logs, P13, P17b, P16, P21 and P6 intersect the unit of coarse sands and flint blocks.

The diffusivity map obtained with the joint inversion tends to reduce the importance of the diffusivity path toward P6 suggested in the result $P=10$ min, while confirming the path toward P21 appearing on the same result. The diffusivity map can be linked to the values of frequency of occurrence of observed floating NAPL in each well (Fig. 6). In fact, the wells in which floating NAPL is frequently observed are almost systematically associated to areas of low diffusivity in the model, except P15. In contrast, almost all wells in which no NAPL is observed are located on the continuous diffusive path imaged by the model, except P5. As the water table in this field site is constantly moving with the tide signal, it is believed that floating NAPL may be more likely entrapped in low-diffusivity areas.

The uncertainty maps in Fig. 7 indicate that the joint inversion is better constrained than the two separate ones,

showing that the responses to the two different periods of oscillation carry different information, as suggested in Cardiff et al. (2013). It is interesting to observe that the less uncertain areas in the T fields are located along the path of highest diffusivity in Fig. 6, while the less uncertain areas in the S fields are more likely located in the zones of lowest diffusivity.

It was not possible to directly validate the values of T and S obtained in the inverted maps with field data. However, their similar distribution in the results of the separate and the joint inversions appeared as coherent regarding the given knowledge on the geology of the field site and its behavior to contaminant mobility.

Simulations

This section discusses the maps of the amplitude and phase-offset spatial responses (Fig. 8) simulated with the property maps obtained from the separate inversions and presented in the previous section (Fig. 5). These maps present the propagation of the oscillatory signal in the field. The amplitude of the oscillation is presented with a green color showing the highest amplitude responses (near to the pumping point) and an orange color in the area of the site where the signal has lowered (<1 mm) or totally attenuated. The phase of the oscillation is indicated with a low offset (in blue), near the pumping point, and with high offsets (in red). Notice that the offset is cyclic, meaning that the signal response can be in phase with the pumping point even at a long distance from it, but with one (or more) oscillation cycle delay. However this is purely theoretical, as at such distances the signal has generally a too low amplitude to be measured.

A clear evolution is visible in the interpreted simulations of the responses to an increasing period of signal. The impacted area tends to increase with the period of oscillation, although the amplitude of pumped flow rate remains the same. In fact, for a period of oscillation of 10 min, low amplitude responses appear in areas around the pumping locations that were not impacted with a period of oscillation of 5 min.

A comparison between the simulations of the measured responses obtained for each separate inversion and the joint inversion is presented in Fig. 9. The comparison focuses on the amplitude responses, which are easier to visualize than the phase-offset responses.

In the simulations made with the result of the joint inversion, when increasing the period of oscillation, an increase of the area impacted by the generated oscillatory signal is visible; this was observed previously in the simulations made with the results of the separate inversions.

By comparing the simulations made from the joint and separate models, it appears that, in the joint simulations, the areas associated to the higher amplitudes are close to the ones obtained in the $P=5$ min separate simulations. However, the

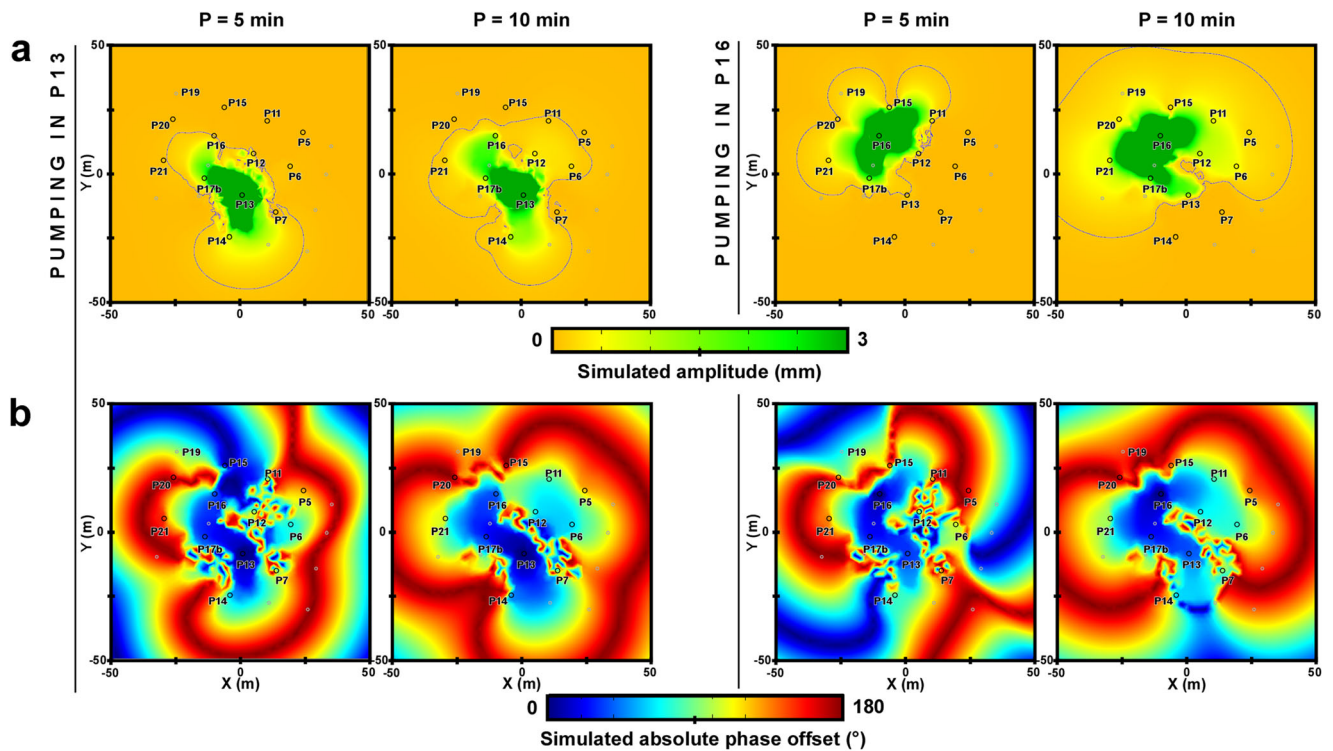


Fig. 8 Maps of **a** amplitude and **b** phase offset responses simulated over the study site with the inverted property distributions. These maps are presented for the two pumping wells and for the two periods of pumping

signal ($P = 5, 10$ min). The grey isolines in the amplitude maps represent the limit to amplitudes <0.1 mm

areas associated to low amplitude responses are more extended in the joint simulations, closer to the simulations obtained

with the $P = 10$ min models. These observations would tend to indicate that the lower period would rather mobilize flows

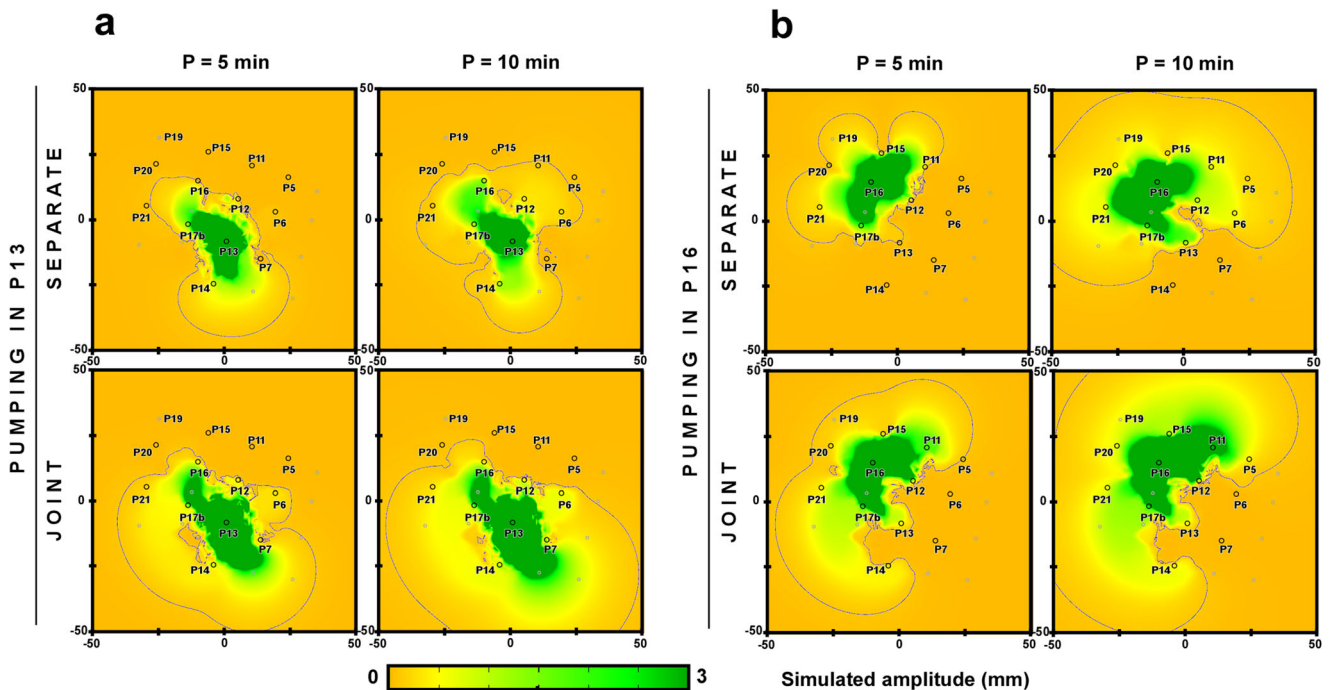


Fig. 9 Comparison of the maps of amplitude responses simulated over the study site with the property distributions from the separate inversions ($P = 5, 10$ min) and from the joint inversion. These maps are presented for

the two pumping wells (**a** P13 and **b** P16) and for the two periods of pumping signal ($P = 5, 10$ min). The grey isolines in the amplitude maps represent the limit to amplitudes <0.1 mm

associated to close conductive areas, while higher periods would mobilize flows in more extended areas, generating more low amplitude responses.

Discussion

The use of oscillatory data to characterize the spatial hydraulic properties of the study site permitted successful creation of an image of the high heterogeneity existing at this scale in the aquifer. Furthermore, using oscillatory data here provided three main advantages—firstly, oscillatory data present advantages compared to pumping responses analyzed in a temporal domain, as the oscillatory responses can be simulated in a model in the frequency domain, leading to quick computation time, equivalent to simulations in a steady state, while also characterizing both T and S . Furthermore, compared to pumping tests aiming to reach a steady state, the global pumping duration can generally be reduced as, in this case, 6–7 generated oscillations are sufficient to extract exploitable responses. Secondly, the oscillatory responses could be easily extracted from the field natural signal which is highly influenced by the tidal signal of the nearby river (through an FFT). This was less the case for drawdown curves of constant pumping rates led on the same site, for which the extraction of the responses became problematic (in particular, separating the tide signal is not as easy as extracting pure oscillation signals without long-term measurements). Thirdly, oscillatory pressure signals propagate in water, and their spatial responses are extractable, even with low amplitudes (mm amplitudes at a field scale in this study). This property was useful in this study case as, due to the high heterogeneity of the field site, some pumping wells on the site show a quick growth of their drawdown when increasing the pumping rate, which can sometimes lead to an emptying of the well. Thus, in such pumping wells, oscillatory pumping allowed for a spatial characterization with low pumping rates (also beneficial in this case as the study site is contaminated). Moreover, with oscillatory signals, various distances impacted by the pumping can be explored without having to increase the pumping rate. In fact, as shown in these results, the area impacted by the pumping can be extended by increasing the period of the oscillatory signal.

Similar behavior was observed by Cardiff et al. (2013) in their tomography on a synthetic heterogeneous case at a decametric scale, with periods of oscillations of 5 s to 5 min. They concluded that higher frequencies could provide better information on the properties around the wells, while lower frequencies provided more information on areas beyond the well locations. Therefore, they suggested performing joint inversions to combine the information carried by both higher and lower frequencies. When applying oscillatory signals in a karstic aquifer, Fischer et al. (2018) noticed that with lower periods of oscillatory signals, the responses seemed to hold

more specific information about the most conductive paths in the aquifer (karstic conduits), while with higher periods the responses were affected also by flows in less conductive paths (fractures and fissures in the rock). Similar behavior was already suggested by Rabinovich et al. (2015), who used a simple model to show that higher frequencies would generate flows more specifically in the most conductive areas of an aquifer. This could also explain why the conductivity distributed model interpreted from constant-rate pumping tests led on the same site as that used by De Clercq et al. (2020) is closer to this study's transmissivity map inverted with the highest period (10 min) measurements (a constant signal being comparable to a signal with an infinitely high period).

The results of hydraulic imaging from this study, obtained from responses to oscillatory signals at different periods, tend to validate these observations. When performing a joint inversion, as described by Cardiff et al. (2013), the result appears better constrained, suggesting that the information from the different periods is nonredundant. In this application in an alluvial aquifer, the main difference in the information held by the responses to different periods of oscillations appears to be the area of groundwater impacted by the oscillatory signal. Therefore, with lower periods, the oscillatory signal impacted mostly conductive zones near the pumping wells, and with higher periods, the signal also generated low responses around the pumping wells, in less conductive areas. In a recent application comparing the results obtained on the same site with oscillatory data and constant-rate data, Cardiff et al. (2019) observed that the characterization with oscillatory data provided lower conductivity values in the zone associated to low conductivities, thus accentuating the contrast between high and low conductivity distribution. This could be explained by the fact that low-period oscillations generate responses with spatial distributions highly dependent on the contrast existing in the property distribution around the pumping well.

In this application, the oscillatory responses were extracted from a background tide signal. An eventual impact of the tide signal on the groundwater condition (groundwater level) during the pumping has been considered as negligible, mainly due to the fact that the background tide signal, throughout the pumping tests, generated a movement of the water table not exceeding 10 cm (< 2% of the water column). Nevertheless, it is known that during the most influential sea tide ranges at this field site, the groundwater level can naturally move up to 1 m, which then might have an impact on the groundwater condition. Therefore, before performing a pumping investigation, it has been important to firstly study the movements induced by the natural tide signal on the groundwater level of this field site, without any other solicitation. It can also be noticed that the sea tidal signal (comparable to an oscillation) itself could be considered as a signal for the field characterization, thus also totally avoiding the need to pump in the aquifer. However, its important period (about

12 h) would be rather more interesting for characterization of sites of larger areas, for example a site at a kilometric scale, as presented in Jardani et al. (2012). It was also hypothesized that the main flows were horizontal in this alluvial aquifer and Darcy's law was employed to simulate these flows. The authors believe that this assumption is correct for a major part of the field site; however, locally at the pumping boreholes, some vertical flows might occur. In particular, a participation of the underlying chalk aquifer is possible at the pumping locations, explaining why the amplitude responses are more distinct at the pumping locations than at the other wells of the field site.

Summary and conclusion

Natural or induced oscillatory signals in hydraulic tomography have been a topic of interest for field characterization in hydrogeology for several years. Theoretical developments and field applications have shown the advantages brought by these signals.

The results of the characterization described here, led with responses to oscillatory pumping signals in a complex alluvial aquifer, allowed for an imaging of the heterogeneity of the subsurface properties at the decametric scale. Responses to two different periods of oscillations (5 and 10 min) were used. The results show that increasing the period of oscillation results in an increase of the area impacted by the oscillatory signal induced by the pumping test. The lowest period of signals (5 min) provided more information on the conductive areas close to the pumping wells, while the highest (10 min) permitted better characterization of the less-conductive areas around the pumping location, with the low amplitude responses. Performing a joint inversion with all data obtained with the two periods of oscillations results in less-uncertain property maps than the ones obtained with separate inversions, thus confirming the fact that both datasets carry different and complementary information.

Oscillatory signals provided, for this application, several advantages. Firstly, spatial responses are exploitable only after several oscillations (6–7 in this case), thereby allowing for a reduction in the pumping time. Then, the ability to solve the model in a frequency domain with the oscillatory responses, rather than in a time domain, permits a considerable reduction in the computation time required for the inversion. Secondly, the data processing allows extraction of the responses even in an environment with a strong natural forcing, like in this case the tidal variation induced by the nearby Seine River. Finally, the pumping rates can be globally lowered as, for example in this case, an oscillation's amplitude of an order of magnitude of millimeter can be extracted from measured responses with global decimetric variations through an FFT process.

Acknowledgements We thank Jeremy Patterson and an anonymous reviewer for their valuable suggestions during the reviewing process.

Funding We would like to thank the Region Normandie and the Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) for having financially supported this study.

References

- Bakhos T, Cardiff M, Barrash W, Kitanidis PK (2014) Data processing for oscillatory pumping tests. *J Hydrol* 511:310–319
- Batu V (1998) *Aquifer hydraulics*. Wiley, Chichester
- Berg SJ, W.A. Illman. 2013. Field study of subsurface heterogeneity with steady-state hydraulic tomography. *Groundwater* 51:29–40
- Berg SJ, Illman WA (2015) Comparison of hydraulic tomography with traditional methods at a highly heterogeneous site. *Groundwater* 53: 71–89
- Bohling GC, Butler JJ Jr, Zhan X, Knoll MD (2007) A field assessment of the value of steady state hydraulic tomography for characterization of aquifer heterogeneities. *Water Resour Res* 43:W05430
- Butler JJ (2005) Hydrogeological methods for estimation of spatial variations in hydraulic conductivity. In: Rubin Y, Hubbard SS (eds) *Hydrogeophysics*. Water Science and Technology Library, Springer, Dordrecht, The Netherlands
- Cardiff M, Barrash W, Kitanidis PK, Malama B, Revil A, Straface S, Rizzo E (2009) A potential-based inversion of unconfined steady-state hydraulic tomography. *Ground Water* 47:259–270
- Cardiff M, Barrash W (2015) Analytical and semi-analytical tools for the design of oscillatory pumping tests. *Groundwater* 53:896–907
- Cardiff M, Slayer C (2016) Strategies for avoiding errors and ambiguities in the analysis of oscillatory pumping tests. *J Hydrol* 540:1016–1021
- Cardiff M, Bakhos T, Kitanidis PK, Barrash W (2013) Aquifer heterogeneity characterization with oscillatory pumping: sensitivity analysis and imaging potential. *Water Resour Res* 49:5395–5410
- Cardiff M, Zhou Y, Barrash W, Kitanidis PK (2019) Aquifer imaging with oscillatory hydraulic tomography: application at the field scale. *Groundwater*. <https://doi.org/10.1111/gwat.12960>
- De Clercq T, Jardani A, Fischer P, Thanberger L, Vu TM, Pitaval D, Côme J-M, Begassat P (2020) The use of electrical resistivity tomograms as a parameterization for the hydraulic characterization of a contaminated aquifer. *J Hydrol* 587:124986
- D'Oria M, Zanini A, Cupola F (2018) Oscillatory pumping test to estimate aquifer hydraulic parameters in a Bayesian geostatistical framework. *Math Geosci* 50:169–186
- Fischer P, Jardani A, Soueid Ahmed A, Abbas M, Wang X, Jourde H, Lecoq N (2017) Application of large-scale inversions algorithms to hydraulic tomography in an alluvial aquifer. *Groundwater* 55:208–218
- Fischer P, Jardani A, Jourde H, Cardiff M, Wang X, Chedeville S, Lecoq N (2018) Harmonic pumping tomography applied to image the hydraulic properties and interpret the connectivity of a karstic and fractured aquifer (Lez aquifer, France). *Adv Water Resour* 119: 227–244
- Guiltingan E, Becker MW (2015) Measuring well hydraulic connectivity in fractured bedrock using periodic slug tests. *J Hydrol* 521:100–107
- Hochstetler DL, Barrash W, Leven C, Cardiff M, Chidichimo F, Kitanidis PK (2016) Hydraulic tomography: continuity and discontinuity of high-K and low-K zones. *Groundwater* 54:171–185
- Illman WA, Liu X, Takeuchi S, Yeh T-CJ, Ando K, Saegusa H (2009) Hydraulic tomography in fractured granite: Mizunami underground research site, Japan. *Water Resour Res* 45:W01406

- Illman WA, Zhu J, Craig AJ, Yin D (2010) Comparison of aquifer characterization approaches through steady state groundwater model validation: a controlled laboratory sandbox study. *Water Resour Res* 46:W04502
- Jardani A, Dupont JP, Revil A, Massei N, Fournier M, Laignel B (2012) Geostatistical inverse modeling of the transmissivity field of a heterogeneous alluvial aquifer under tidal influence. *J Hydrol* 472–473: 287–300
- Lavenue M, de Marsily G (2001) Three-dimensional interference test interpretation in a fractured aquifer using the pilot point inverse method. *Water Resour Res* 37:2659–2675
- Le Borgne T, Bour O, de Dreuzy JR, Davy P, Touchard F (2004) Equivalent mean flow models for fractured aquifers: insights from a pumping tests scaling interpretation. *Water Resour Res* 40: W03512
- Li W, Englert A, Cirpka OA, Vereecken H (2008) Three-dimensional Geostatistical inversion of flowmeter and pumping test data. *Ground Water* 46:193–201
- Neuman SP, Witherspoon PA (1972) Field determination of the hydraulic properties of leaky multiple aquifer system. *Water Resour Res* 8: 1284–1298
- Rabinovich A, Barrash W, Cardiff M, Hochstetler DL, Bakhos T, Dagan G, Kitanidis PK (2015) Frequency dependent hydraulic properties estimated from oscillatory pumping tests in an unconfined aquifer. *J Hydrol* 531:2–16
- Rasmussen TC, Haborak KG, Young MH (2003) Estimating aquifer hydraulic properties using sinusoidal pumping tests in an unconfined aquifer. *J Hydrol* 531:2–16
- Sanchez-Vila X, Meier PM, Carrera J (1999) Pumping tests in heterogeneous aquifers: an analytical study of what can be obtained from their interpretation using Jacob's method. *Water Resour Res* 35: 943–952
- Sun AY, Lu J, Hovorka S (2015) A harmonic pulse testing method for leakage detection in deep subsurface storage formations. *Water Resour Res* 51:4263–4281
- Wagner BJ (1992) Simultaneous parameter estimation and contaminant source characterization for coupled groundwater flow and contaminant transport modelling. *J Hydrol* 135: 275–303
- Wen J-C, Wu C-M, Yeh T-CJ, Tseng C-M (2010) Estimation of effective aquifer hydraulic properties from an aquifer test with multi-well observations (Taiwan). *Hydrogeol J* 18:1143–1155
- Yeh T-CJ, Lee C-H (2007) Time to change the way we collect and analyze data for aquifer characterization. *Ground Water* 45: 116–118
- Yeh T-CJ, Liu S (2000) Hydraulic tomography: development of a new aquifer test method. *Water Resour Res* 36:2095–2105
- Zhou Y, Cardiff M (2017) Oscillatory hydraulic testing as a strategy for NAPL source zone monitoring: laboratory experiments. *J Contam Hydrol* 200:24–34
- Zhou Y, Lim D, Cupola F, Cardiff M (2016) Aquifer imaging with pressure waves: evaluation of low-impact characterization through sandbox experiments. *Water Resour Res* 52:2141–2156
- Zhu J, Yeh T-CJ (2005) Characterization of aquifer heterogeneity using transient hydraulic tomography. *Water Resour Res* 41W07028

Géophysique appliquée à la réhabilitation des sites contaminés

Mots clés : géophysique, dépollution, pompages croisés, tomographie de résistivité électrique 3D, LNAPL, marnage.

Résumé

La caractérisation d'un système hydrodynamique en mouvement tel qu'une pollution en LNAPL est traditionnellement réalisée par prélèvements d'échantillons de sol et d'eau. Cet échantillonnage nécessite la réalisation de forages avant un délai d'analyse pouvant être relativement long. La géophysique, en tant que méthode non invasive dont les signaux répondent aux variations des propriétés physiques du sous-sol, est une solution permettant de combler le manque d'informations entre deux points de mesures. Cette approche permet d'intégrer une dimension temporelle avec la multiplication des campagnes d'acquisitions de données.

Le projet GARLIC, présenté dans ce manuscrit, s'intéresse à la Géophysique Appliquée à la Réhabilitation des Sites Contaminés. Ce sujet s'inscrit comme suite logique d'une précédente thèse, réalisée sur le même site d'étude et dont l'objectif était de développer une méthodologie géophysique et géochimique appliquée à la caractérisation d'un site contaminé par des hydrocarbures.

Dans le but de caractériser au mieux une pollution en hydrocarbures très hétérogène, le projet s'est limité à l'étude d'une surface d'un hectare. La détermination des propriétés géologiques de la zone a permis de caractériser les variations d'épaisseurs de LNAPL dans les puits. Cette dernière varie au gré des marées, mais surtout à l'échelle du cycle lunaire (28 jours) avec une quantité d'hydrocarbures plus importante observée lors des bas coefficients de marnage.

L'intégration de la variabilité temporelle de la nappe, sous l'influence du marnage, est permise par la réalisation de pompages croisés. Cette méthodologie a permis la caractérisation hydrodynamique de l'aquifère et la définition des coefficients de perméabilité et de storativité.

Les mesures géophysiques, au moyen des méthodes traditionnelles de surface, ne permettent pas de caractériser avec précision les variations de LNAPL dans le sol au cours du temps ; le projet s'est orienté vers des mesures géophysiques intrusives, avec notamment la réalisation de mesures de résistivités électriques en trois dimensions, avec des électrodes situées en profondeur. La caractérisation du signal de résistivité électrique de la présence d'hydrocarbures en phase mobile a été appréhendée de façon tridimensionnelle dans un cubitainer expérimental. Les mesures réalisées sur une zone de 225 m² ont validé ces observations avec la présence d'une couche de résistivité électrique supérieure à 73 Ω .m corrélant la présence de LNAPL dans les puits.

Abstract

The characterization of a moving hydrodynamic system such as LNAPL pollution is traditionally carried out by taking samples of soil and water. This sampling requires drilling before an analysis period that can be relatively long. Geophysics, as a non-invasive method whose signals respond to variations in the physical properties of the subsoil, is a solution for filling the information gap between two measurement points. This approach makes it possible to integrate a temporal dimension with the multiplication of data acquisition campaigns.

The GARLIC project, presented in this manuscript, is interested in the Geophysics Applied to the Rehabilitation of Contaminated Sites. This subject is a logical continuation of a previous thesis, carried out on the same study site and whose objective was to develop a geophysical and geochemical methodology applied to the characterization of a site contaminated by hydrocarbons.

In order to best characterize very heterogeneous hydrocarbon pollution, the project was limited to the study of an area of one hectare. The determination of the geological properties of the area made it possible to characterize the variations in LNAPL thickness in the wells. The latter varies with the tides, but especially on the scale of the lunar cycle (28 days) with a greater quantity of hydrocarbons observed during low tidal coefficients.

The integration of the temporal variability of the water table, under the influence of the tidal range, is made possible by carrying out cross pumping. This methodology allowed the hydrodynamic characterization of the aquifer and the definition of the coefficients of permeability and storativity.

Geophysical measurements, using traditional surface methods, do not allow precise characterization of LNAPL variations in the soil over time; the project is oriented towards intrusive geophysical measurements, notably with the realization of electrical resistivity measurements in three dimensions, with electrodes located at depth. The characterization of the electrical resistivity signal of the presence of hydrocarbons in the mobile phase was apprehended in a three-dimensional way in an experimental cubitainer. The measurements carried out over an area of 225 m² validated these observations with the presence of a layer of electrical resistivity greater than 73 Ω .m correlating the presence of LNAPL in the wells.